

FORSKNINGSRAPPORTER
FRÅN
HUSÖ BIOLOGISKA STATION

No 118 (2007)

**Mesoskaliga vattenkvalitetsmodeller som stöd för
beslutsfattande i skärgårdsregionerna
Åboland-Åland-Stockholm**

**BEVIS
SLUTRAPPORT**

*(Mesoscale water quality models as support for decision making in the archipelagos of Turku,
Åland and Stockholm, BEVIS final report)*

*Mesoskaalan vedenlaatumallit päätöksenteon tukena Turun, Ahvenanmaan ja Tukholman
saaristoalueilla, BEVIS loppuraportti)*

Husö biologiska station
Åbo Akademi

I publikationsserien **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** rapporteras forskning utförd i anknytning till Husö biologiska station. Serien utgör en fortsättning på serierna **Husö biologiska station Meddelanden** och **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Utgivare är Husö biologiska station, Åbo Akademi. Författarna svarar själva för innehållet. Förfrågningar angående serien riktas till stationen under adress: Bergövägen 713, 22220 Emkarby; telefon: 018-37310; telefax: 018-37244; e-post huso@abo.fi. (Även: Åbo Akademi, Akademigatan 1, 20500 Åbo).

The series **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** contains scientific results and processed data from research activities of Husö biological station, Åbo Akademi University. The authors have full responsibility for the contents of each issue. The series is a sequel to the publications **Husö biologiska station Meddelanden** and **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Inquiries should be addressed to Husö biological station, Åbo Akademi University. Address: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby, Finland; phone: +358-18-37310; telefax: +358-18-37244; e-mail: huso@abo.fi (Also Åbo Akademi University, Akademigatan 1, FI-20500 Turku, Finland)

Redaktörer: Tuula Kohonen och Johanna Mattila
Editors: Tuula Kohonen and Johanna Mattila
Layout: Juho Toiskallio
Foto: Tuula Kohonen 2003

Åbo Akademis tryckeri – Åbo 2007

ISBN: 978-952-12-1928-3
ISSN: 0787-5460

FORSKNINGSRAPPORTER
FRÅN
HUSÖ BIOLOGISKA STATION

No 118 (2007)

**Mesoskaliga vattenkvalitetsmodeller som stöd för
beslutsfattande i skärgårdsregionerna
Åboland-Åland-Stockholm**

**BEVIS
SLUTRAPPORT**

*(Mesoscale water quality models as support for decision making in the archipelagos of Turku,
Åland and Stockholm, BEVIS final report*

*Mesoskaalan vedenlaatumallit päätöksenteon tukena Turun, Ahvenanmaan ja Tukholman
saaristoalueilla, BEVIS loppuraportti)*

Husö biologiska station
Åbo Akademi

Innehållsförteckning

1 Förord.....	5
2 Sammanfattning.....	7
2 Yhteenveto.....	9
2 Summary.....	11
3 Bakgrund och målsättning.....	13
4 Bevis databas.....	17
5 Modeller.....	19
5.1 Utgångspunkter för modelleringsupplägget.....	19
5.2 Den svenska modelleringsinsatsen.....	20
5.2.1 Inledning.....	20
5.2.2 Material och metoder.....	21
5.2.2.1 Modellegenskaper.....	21
5.2.2.2 Beredning av fysikaliskt orienterade data.....	21
5.2.2.3 Beredning av närsaltsdata.....	26
5.2.3 Resultat.....	36
5.2.3.1 Direktjämförelse av tidsserier.....	36
5.2.3.2 Korrelationsanalys.....	42
5.2.3.3 Beräkning av närsaltsdata.....	43
5.2.3.4 Beräkning av scenarier.....	48
5.2.4 Diskussion.....	49
5.2.4.1 Validering av oceanografisk data.....	49
5.2.4.2 Validering av närsaltsdata.....	49
5.2.4.3 Scenarieberäkningar.....	50
5.3 En nästlad tredimensionell ekohydrodynamisk modell för Ålands hav och de därtill anslutande skärgårdsområdena i Finland och Sverige.....	63
5.3.1 Detaljerad beskrivning av 3D-strömningsmodellen.....	63
5.3.1.1 Bakgrund.....	63
5.3.1.2 Skärgårdshavets karakteristiska drag ur modellerarens synvinkel.....	64
5.3.1.3 Styrande ekvationer.....	64
5.3.1.4 Implementering av de styrande ekvationerna.....	66
5.3.2 Ekosystemmodellen.....	68
5.3.3 Kalibrering och verifiering.....	70
5.3.3.1 Översikt.....	70
5.3.3.2 Modellen SYKE-EIA: tillämpningen BEVIS.....	71
5.3.4 Scenarierna.....	87
5.3.4.1 Scenarierna för minskning av näringsbelastningen.....	87
5.3.4.2 Scenario 2.....	88
5.3.4.3 Scenario 3.....	88
5.3.4.4 Scenario 4.....	88
5.3.4.5 Scenario 5.....	89
5.3.4.6 Scenario 6.....	89
5.3.4.7 Slutsatser kring scenarierna.....	95

5.4 Jämförelse mellan modellresultat.....	97
Bilaga 1. Model variablerna.....	102
Bilaga 2. Model parametrarna.....	103
Bilaga 3. Model ekvationer, hastigheter och begränsande faktorer.....	104
6 Scenarier.....	105
7 Ekonomiska utvärderingar.....	109
7.1 Inledning och sammanfattning.....	109
7.2 Scenario 2.....	110
7.2.1 Tolkning av minskningarna i BEVIS-modellerna.....	110
7.2.2 Totalkostnader för de olika sektorerna.....	112
7.2.3 Sammanfattning.....	128
7.3. Scenario 3.....	128
7.3.1 Kostnadsberäkning.....	128
7.3.2 Slutsats.....	130
7.4 Scenario 4.....	130
7.4.1 Kostnader för minskad tillförsel från atmosfären.....	132
7.4.2 Kostnader för minskad tillförsel från omgivande havsområden.....	132
7.5 Scenario 5.....	134
7.5.1 Reningskostnadsschabloner för fosfor.....	136
7.5.2 Reningskostnadsschabloner för kväve.....	137
7.5.3 Resultat.....	138
7.6 Scenario 6.....	139
7.6.1 Kostnadsberäkning 1 - Åland.....	139
7.6.2 Kostnadsberäkning 2 - Åland.....	140
7.6.3 Kostnadsberäkning 3 - Finland.....	140
7.6.4 Slutsats.....	140
7.7 Scenario 7.....	140
7.7.1 Kostnadsberäkning 1.....	141
7.7.2 Kostnadsberäkning 2.....	142
7.7.3 Slutsats.....	142
8 Slutsatser och förslag till åtgärder.....	145
Appendix 1. Water flow measurements in the Archipelago of Åland, Data report 2004-2005	
Appendix 2. The effects of fish farming on the water quality in Föglöfjärden, Åland Islands	
Appendix 3. Sediment studies in the Archipelago of Åland, Data report 2004	

1 FÖRORD

År 2004 startades ett treårigt Interreg IIIA-projekt "Ett gemensamt beslutstödsystem för effektiva vattenskyddsåtgärder i skärgårdarna Åboland-Åland-Stockholm" (BEVIS) i samarbete med finska, svenska och åländska miljömyndigheter, intresseorganisationer och forskare. BEVIS-projektets syfte var att framställa gemensamma verktyg vilka skall hjälpa regionala miljömyndigheter att fastställa kostnadseffektiva vattenskyddsåtgärder i Östersjöns största skärgårdsområde. En viktig del av BEVIS-beslutstödsystemet är vattenkvalitets- och ekosystemmodeller vilka kan användas bl.a. för att jämföra olika åtgärders effektivitet i planering av vattenskyddsprogram för att åstadkomma ett gott ekologiskt tillstånd i kustvattnen senast år 2015 i enlighet med EG-ramdirektiv på vattenpolitikens område. I framtiden har olika myndigheter och vattenskyddsorganisationer möjligheten att ta fram egna scenarier för planerings- och förvaltningsbruk med hjälp av BEVIS-modellerna. Miljöekonomiska kalkyler har även gjorts för ett antal simulerade utsläppsscenarier, och regionala databaser har producerats över utsläppsdata och vattenkvalitet för projektperioden. Projektets slutprodukter utformar en första råversion av ett gemensamt beslutstödsystem för hela modellområdets skärgårdsregion, vilket är helt unikt i Europa.

BEVIS-projektet har fått finansiering för åren 2004-2006 från EU:s Interreg IIIA Skärgården-program och från nationella finansiärer: Ålands Landskapsregering, Sydvästra Finlands miljöcentral och Svealands Kustvattenvårdsförbund. Regionplane- och trafikkontoret (RTK) inom Stockholms läns landsting har finansierat BEVIS-projektet genom Svealands Kustvattenvårdsförbund. Projektledning och -koordinering har skötts av Husö biologiska station, Åbo Akademi. Utöver Åbo Akademi har Stockholms Universitet, Svealands Kustvattenvårdsförbund, Sydvästra Finlands miljöcentral och Ålands landskapsregering fungerat som projektpartners. I projektet har även forskare från följande institut deltagit: Havsforskningsinstitutet i Finland, Finlands miljöcentral (SYKE), Environmental Impact Assessment Centre of Finland Ltd (EIA Ltd) och ENVECO Miljöekonomi i Sverige. Styrgruppen har ansvarat för den operativa ledningen av BEVIS-projektet. Under år 2006 har styrgruppens sammansättning varit följande: *Johanna Mattila* (Åbo Akademi, projektledare), *Gunnar Anéer* (Länsstyrelsen i Stockholms län), *Bengt Fladvad* (Svealands Kustvattenvårdsförbund), *Anders Engqvist* (Stockholms Universitet), *Pentti Kangas* (SYKE), *Pasi Laihonon* (Sydvästra Finlands miljöcentral) och *Mikael Wennström* (Ålands landskapsregering). Under år 2004-2005 har *Harri Helminen* och *Juha-Pekka Triipponen* representerat Sydvästra Finlands miljöcentral samt *Päivi Korpinen* och *John Forsius* SYKE i styrgruppen. Forskarna *Inga Hense* och *Päivi Korpinen* (SYKE) samt *Asko Sydänoja* (Sydvästra Finlands miljöcentral) har deltagit i styrgruppsmöten år 2006. Projektkoordinator *Tuula Kohonen* (Åbo Akademi) har medverkat som sekreterare vid möten.

Allmänheten och miljömyndigheter har informerats om BEVIS-projektets målsättning och resultat vid flera infotillfällen och mediahändelser under projektets lopp.

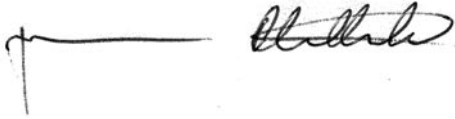
Den här rapporten har utarbetats av: *Anders Engqvist* (Stockholms Universitet/Åbo Akademi), *Arto Inkala* (EIA Ltd), *Tuula Kohonen* (Åbo Akademi), *Päivi Korpinen* (SYKE), *Johanna Mattila* (Åbo Akademi) samt *Åsa Soutukorva* och *Tore Söderqvist* (ENVECO). Författarnas namn anges för varje kapitel utom för 8 kapitel, som är sammanställt av styrgruppen. Alla styrgruppsmedlemmar har varit med och påverkat slutrapportens innehåll och utformning.

Projekt "Basundersökningar på Åland samt i Stockholms och Åbolands skärgårdar" anknyter till BEVIS-projektet och dess resultat har använts som baskunskap för modellering och planering av kostnadseffektiva vattenskyddsåtgärder under BEVIS. "Basundersökningar"-projektet har finansierats av Ålands landskapsregering och EU:s Fonden för fiskets utveckling (FFU) under åren 2004-2006. Rapporterna om FFU-projektets sedimentundersökningar, flödesmätningar och perifytonundersökningar på Åland finns

med i denna slutrapport som bilagor (Appendix 1-3).

Den här rapporten finns även som elektronisk version på BEVIS-projektets hemsida:
<http://www.abo.fi/fak/mnf/biol/huso/bevis/> (ISBN 978-952-12-1928-3).

I Åbo, den 24 augusti 2007

A handwritten signature in dark ink, consisting of a long horizontal line followed by a stylized, cursive flourish.

Johanna Mattila
projektledare

2 SAMMANFATTNING

Johanna Mattila

Vattenkvaliteten i skärgårdsregionerna Åboland-Åland-Stockholm har kontinuerligt försämrats trots olika vattenskyddsåtgärder. Punktbelastningen (t.ex. kommunala reningsverk) kan anses vara relativt väl under kontroll medan den diffusa belastningen (t.ex. jordbruk) inte minskat i önskvärd takt. Det pågår fortfarande en het debatt om betydelsen av lokala källor kontra belastning från andra havsområden för vattenkvalitet i kustnära områden och speciellt i skärgårdsregionerna, som karaktäriseras av mosaikartad struktur med halvtisolerade fjärdar och bassänger mellan holmarna. I norra Östersjön utpekas ofta den externa belastningen (t.ex. från St. Petersburg i Ryssland eller från Polen) som källor av primär betydelse för vattenkvalitet speciellt i den finska delen av skärgårdsregionen.

Vattenkvalitets- och vattenskyddsfrågorna har ytterligare accentuerats p.g.a. EU:s ramdirektiv för vattenpolitik som förutsätter att fram till år 2015 skall god vattenkvalitet ha uppnåtts i alla vattendrag inklusive kustområdena i alla EU-länder. Behovet av effektiva vattenskyddsåtgärder och beslutstödsystem är därmed stort. Alla regioner håller för tillfället på att fastslå egna riktlinjer för vattenskyddsåtgärder för de kommande åren. Dessa riktlinjer styrs förutom av EU:s ramdirektiv även av nationella och regionala delmål och tyngdpunktsområden (Aktionsplan för havsmiljön i Sverige, Miljöhandlingsprogram för Åland 2005-2008 på Åland och Vattenskyddets riktlinjer fram till år 2015 i Finland).

Fram till nu har det funnits relativt litet information om betydelsen av regionala vattenskyddsåtgärder. Utvärdering av betydelsen av belastning från andra havsområden har också baserat sig på enkla konceptuella och matematiska modeller som har täckt endast delar av skärgårdsregionen. BEVIS, som är ett Interreg IIIA, Skärgård, finansierat projekt, har pågått under åren 2004-2006 med syfte att utveckla vattenkvalitetsmodeller för skärgårdsregionerna Åboland-Åland-Stockholm samt att utvärdera effekten och betydelsen av olika lokala och regionala vattenskyddsåtgärder. Det grundläggande syftet har varit att utveckla ett gemensamt beslutstödsystem för hela skärgårdsregionen.

Inom projektet har två olika 3D-modeller tillämpats för projektområdet. Den ena (svenska) modellen har utvecklats av Stockholms universitet och den andra (finska) modellen av konsortiet Finlands miljöcentral och Environmental Impact Assessment Ltd. Båda modellerna består av två delmodeller, med en gemensam s.k. mesoskalig modell för hela projektområdet. Den finska modellen har även en finskaligare modell för Föglö-området (Åland), medan den svenska via en Östersjömodell har tillhandahållit drivningen över den mesoskaliga modellens långsträckta gränser mot Bottenhavet respektive Östersjön. Modellerna har utvecklats med initieringsdata från år december 2003 och drivnings- (modellerings-) och valideringsdata från åren 2004-2005. Modellerna beskriver närsaltshalter samt förekomst av planktonalger (endast den finska modellen) i vattenområdena. Det här är den första gången som stora skärgårdsregioner har modellerats med hög upplösning (150-463 m griddning), vilket är nödvändigt för att realistiskt kunna beskriva komplexa skärgårdsområden.

Sammanlagt sju olika framtidsscenarier har också körts med modellerna för att beskriva effekter av olika tänkbara vattenskyddsåtgärder (t.ex. effekterna av de kommande vattenskyddsplanerna inom respektive region, effektivisering av reningsverkens reningsresultat och flytt av fiskodlingar till sannolikt mindre skadliga områden) inom modelleringsområdet. För dessa har även uträknats miljöekonomiska kostnader för att underlätta bedömning av kostnadseffektivitet för de olika scenarierna.

Enligt valideringsresultaten fungerar modellerna väl med tanke på det komplexa modelleringsområdet. De största bristerna har noterats i modellering av fosforläckage från bottensedimenten, där modellerna

tydliggen underskattar läckaget. Modelleringsresultaten överensstämmer även väl mellan de olika modellerna. Sammantaget kan sägas att modellerna fungerar på en tillfredställande nivå för att tillåta körning av realistiska framtidsscenarier.

De viktigaste scenarieresultaten visar att vattenkvaliteten i inre skärgårdsområden i hög grad styrs av de utsläpp av näringsämnen man har i dessa områden, och för att förbättra vattenkvaliteten i inre skärgårdsområden bör man i hög grad inrikta sig på lokala åtgärder. De inre (och delvis även mellan-) skärgårdarnas vattenkvalitet kan inte förbättras rikta vattenskyddsåtgärderna på belastningskällor i andra delar av Östersjön. Fullföljande av de nuvarande miljöprogrammen och –målen (enligt nivå II) skulle förbättra vattenkvaliteten avsevärt i inner- och mellanskärgårdarna (2-30 %) under en årscykel. De uppskattade totala årskostnaderna i hela regionen ligger på 40-337 M€; 349-3 032 MSEK. Även effektivisering av redan välfungerande reningsverk skulle ge tydliga förbättringar i vattenkvaliteten i inre skärgårdar.

Däremot i ytterskärgårdarna styrs vattenkvaliteten nästan enbart av vattenkvaliteten i intill liggande havsområden. För att förbättra vattenkvaliteten i ytterskärgårdarna bör man främst inrikta sig på samarbete med övriga Östersjöländer exempelvis via HELCOM och EU. En minskning av utsläpp från fjärrområden inklusive atmosfärisk deposition på 10 % skulle på ett år förbättra vattenkvaliteten i ytterskärgård med 5-15 % jämfört med situationen år 2004. De uppskattade totala kostnaderna ligger på 383-2 081 M€/år; 3 553-19 305 MSEK/år.

Gällande fiskodling kan vattenkvalitet förbättras lokalt genom att flytta odlingsenheterna från instängda områden längre ut till havs. Då kunde även odlingsenheternas storlek bli större utan negativa konsekvenser på vattenkvalitet, om den totala odlingsmängden bibehålls på nuvarande nivå (år 2004). De uppskattade kostnaderna för utflyttning av odlingsenheter är 0,2 M€/år; 2 MSEK/år. Man bör dock notera att det har alternativet inte minskar den totala belastningen.

Utöver modellerna har också enhetliga regionala databaser över utsläppsdata och vattenkvalitet för projektperioden producerats. Dessa databaser är tillgängliga och kan i fortsättningen utnyttjas av regionala myndigheter. Projektets slutprodukter utformar en första råversion av ett gemensamt beslutstödssystem för hela modellområdets skärgårdsregion.

Vattenkvalitetsmodellerna placeras hos den nationella finansörerna (Sydvästra Finlands miljöcentral, Ålands landskapsregering, Svealands Kustvattenvårdsförbund). Dessa myndigheter och vattenskyddsorganisationer har möjligheten att även i framtiden ta fram egna scenarier för planerings- och förvaltningsbruk. Med hjälp av modellberäkningar kan även allmänheten informeras på ett lättfattligt sätt om hur de på förhand planerade vattenskyddsåtgärderna kan tänkas påverka vattenkvaliteten. Man kan även göra prognoser på hur t.ex. vattenskyddsåtgärderna påverkar förekomsten av blomning av giftiga blågrönalger.

Projektresultaten kommer till sitt fulla värde egentligen först i framtiden, då t.ex. miljömyndigheterna kan med egna modellsimuleringar få utökade möjligheter att studera effekter av samt att för allmänheten presentera lättfattlig information om tilltänkta vattenskyddsåtgärder.

YHTEENVETO

Vedenlaatu Turun, Ahvenanmaan ja Tukholman saaristoalueilla on jatkuvasti huonontunut huolimatta erilaisista vesiensuojelutoimenpiteistä. Pistekuormituksen (esim. kunnalliset jätevedenpuhdistamot) voi katsoa oleva suhteellisen hyvin hallinnassa, mutta hajakuormitus (esim. maatalous) ei ole vähentynyt toivottua vauhtia. Yhä edelleen keskustellaan paikallisten kuormituslähteiden ja kaukokulkeutuma muilta merialueilta tulevan kuormituksen merkityksestä rannikon läheisillä alueilla ja etenkin saaristovyöhykkeillä, joilla saarten väliin jäävät osittain suljetut lahdet ja altaat muodostavat mosaiikkimaisen rakenteen. Kaukokulkeutuma (esim. Pietarista tai Puolasta) saa usein Pohjoisella Itämerellä ja etenkin Suomen rannikoilla syyllisen osan saaristoalueiden pilaajana.

Vedenlaatu- ja vesiensuojelukysymykset ovat käyneet yhä ajankohtaisemmiksi EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin myötä. Direktiivi edellyttää, että vuoteen 2015 mennessä vesien hyvä laatu on saavutettu rannikkoalueilla kaikissa EU-maissa. Tehokkaat vesiensuojelumenetelmät ja päätöksentekijärjestelmät ovat siis hyvin tarpeellisia. Kaikilla alueilla kehitetään myös omia suuntaviivoja tulevien vuosien vesiensuojelutoimenpiteille. Suuntaviivoja muovaavat EU:n puitedirektiivin lisäksi myös kansalliset ja alueelliset tavoitteet ja painopistealueet (Aktionsplan för havsmiljön Ruotsissa, Miljöhandlingsprogram för Åland 2005-2008 Ahvenanmaalla ja Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015 Suomessa).

Tähän päivään mennessä on ollut suhteellisen vähän tietoa alueellisten vesiensuojelutoimenpiteiden merkityksestä. Muualta tulevan kuormituksen merkitystä on arvioitu yksinkertaisten ajatusmallien ja matemaattisten mallien avulla, jotka ovat kattaneet ainoastaan osia saaristoalueista. Vuosina 2004-2006 käynnissä olleen Interreg IIIA, Saaristo, rahoitteisen BEVIS-projektin tavoitteena on ollut kehittää vedenlaatumalleja Turun, Ahvenanmaan ja Tukholman saaristovyöhykkeille sekä arvioida paikallisten ja alueellisten vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutuksia ja merkitystä. Perimmäinen tavoite on ollut kehittää yhtenäinen päätöksenteon tukijärjestelmä koko saaristoalueelle.

Projektissa on kehitetty kaksi 3D-mallia, joita on sovellettu koko projektialueelle. Ruotsalainen malli on kehitetty Tukholman yliopistossa ja suomalainen Suomen ympäristökeskuksen ja Suomen Ympäristövaikutusten Arviointikeskus Oy:n muodostamassa konsortiossa. Kumpikin malli rakentuu kahdesta osamallista, joissa on yhteinen mesoskaalan malli koko mallinnusalueelle. Suomalaisessa mallissa on myös hienopiirteisempi mallialue Föglön alueelle (Ahvenanmaa), kun taas ruotsalaisessa mallissa on hyödynnetty Itämerimallia Pohjanlahden ja Itämeren altaan rajapintojen mallinnukseen. Mallien lähtötasona on käytetty joulukuuta 2003, ja varsinainen mallinnus- ja validointidata on vuosilta 2004-2005. Mallit kuvaavat veden ravinnepitoisuuksia ja planktonlevien esiintymistä (ainoastaan suomalainen malli) mallinnusalueella. Ensimmäistä kertaa on mallinnettu suuria saaristoalueita korkearesoluutioisilla malleilla (150-463 m hilakoko), joka on välttämätöntä, jotta monimutkaisia saaristoalueita voidaan kuvata luotettavasti.

Eri vesiensuojelutoimenpiteiden (esim. alueelliset vesiensuojeluohjelmat, vedenpuhdistamojen tehostaminen, kalankasvatuslaitosten uudelleen sijoittaminen) vaikutusten kuvaamiseksi on mallinnusalueelle tehty yhteensä seitsemän erilaista tulevaisuusskenaariota. Näille skenaarioille on myös laskettu ympäristötaloudelliset kulut, jotta voidaan paremmin arvioida eri toimenpiteiden kustannustehokkuutta.

Mallien validointitulosten mukaan molemmat mallit kuvaavat hyvin eri prosesseja monimutkaisella mallinnusalueella. Mallien suurimmat puutteet on huomattu pohjasedimenteistä tulevan fosforikuormituksen mallinnuksessa, sillä mallit ilmeisesti aliarvioivat pohjasta tulevan fosforikuorman. Mallivertailussa saadut tulokset olivat hyvin yhteneväisiä mallien välillä. Yhteenvetona voidaan todeta, että mallit toimivat riittävän

hyvin, jotta niillä voidaan tuottaa realistisia tulevaisuusskenaarioita.

Tärkeimmät skenaariotulokset osoittavat, että vedenlaatu sisäsaaristoissa määräytyy lähes yksinomaan paikallisen ravinnekuormituksen mukaan. Vedenlaadun parantamiseksi sisäsaaristossa täytyy vesiensuojelutoimenpiteet siksi suunnata ensi sijassa alueellisiin päästölähteisiin. Sisäsaariston ja osittain myös käään välisaariston vedenlaatuun ei voida vaikuttaa muualla Itämeren alueella tehtävillä vesiensuojelutoimenpiteillä. Nykyisten ympäristöohjelmien ja -tavoitteiden (taso II) saavuttaminen parantaisi selvästi vedenlaatua sisä- ja välisaaristoissa (2-30 %) jo yhden vuoden aikana. Arvioidut vuosikustannukset koko saaristovyöhykkeellä ovat noin 40-337 M€; 349-3 032 MSEK. Myös jo hyvin toimivien jätevedenpuhdistamojen tehostaminen yksistään parantaisi selvästi vedenlaatua sisäsaaristossa.

Ulkosaaristoalueilla vedenlaatu sitä vastoin vaihtelee lähinnä ympäröivien merialueiden vedenlaadun mukaan. Jotta vedenlaatua ulkosaaristossa voitaisiin parantaa, tarvitaan yhteistyötä muiden Itämeren maiden kanssa esim. HELCOM:n tai EU:n kautta. Kymmenen prosentin vähennys muilta merialueilta ja ilmasta tulevassa ravinnekuormituksessa parantaisi ulkosaariston vedenlaatua vuodessa 5-15 %:lla vuoden 2004 tilanteeseen verrattuna. Arvioidut kokonaiskustannukset tälle vähennykselle ovat 383-2 081 M€/vuosi; 3 553-19 305 MSEK/vuosi.

Kalankasvatuksen vaikutuksia voitaisiin paikallisesti vähentää siirtämällä kasvatusyksiköitä suljetuilta alueilta ulommaksi merelle. Tällöin myös kasvatusyksiköiden kokoa voitaisiin kasvattaa ilman negatiivisia ympäristövaikutuksia, mikäli kokonaistuotannon määrä ei kasvaisi vuoden 2004 tasosta. Arvioidut vuosikustannukset kasvatusyksiköiden uudelleen sijoittamiselle ovat 0,2 M€; 2 MSEK. On kuitenkin huomioitava, että uudelleensijoitus ei pienennä kokonaiskuormituksen määrää.

Mallien lisäksi on koottu myös yhtenäiset tietopankit alueellisesta kuormitus- ja vedenlaatatiedoista projektikauden ajalta. Tietopankit ovat avoimia, ja jatkossa mm. alueelliset ympäristöviranomaiset voivat hyödyntää niitä. Projektin lopputuotteet muodostavat ensimmäisen raakaversion yhtenäisestä päätöksenteon tukijärjestelmästä mallinnusalueen kattamalle saaristovyöhykkeelle.

Vedenlaatumallit sijoitetaan kansallisten rahoittajien (Lounais-Suomen ympäristökeskus, Ahvenanmaan maakuntahallitus ja Svealands Kustvattenvårdsförbund) käyttöön. Nämä viranomaiset ja vesiensuojeluorganisaatiot voivat siten jatkossa kehittää omia vedenlaatuskenaarioita suunnittelu- ja hallintotyön avuksi. Mallinnuskuvien avulla voidaan myös yleisölle jakaa helppotajuista tietoa eri vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutuksista alueelliseen vedenlaatuun. Mallien avulla voidaan myös ennustaa mm. miten eri vesiensuojelutoimenpiteet vaikuttavat myrkyllisten sinileväkukintojen määrään ja laajuuteen.

Projektin tulosten arvo kasvaa täyteen mittaansa vasta tulevaisuudessa, kun esim. ympäristöviranomaiset saavat omien mallisimulointien myötä paremmat mahdollisuudet etukäteen arvioida vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutuksia ja samalla myös tiedottaa niistä suurelle yleisölle.

SUMMARY

Water quality in the archipelago regions Turku-Åland-Stockholm has continuously impaired despite different water protection measures taken. Loading from point sources (e.g. municipal waste water treatment plants) is fairly well under control, but diffuse loading (e.g. agriculture) has not decreased as planned. A debate is still going on regarding the importance of local sources vs. loading from other sea areas on water quality along coastal areas, which are characterized by mosaic structure with semi-isolated bays and basins among islands. In the northern Baltic Sea, especially along the Finnish coasts, loading from other areas (e.g. St. Petersburg in Russia and Poland) is often pointed out as the main reason for impaired water quality.

Water quality and protection have furthermore accentuated due to the Water Framework Directive by the EU, where it is stated that good water quality has to be achieved in all coastal areas within EU by year 2015. The need of effective water protection measures and support systems for decision making is thus great. All regions are also themselves making their own plans for water protection measures for the coming years. Outlines of these follow the EU directive, but also national and regional weights and goals are taken into account (Aktionsplan för havsmiljön in Sweden, Miljöhandlingsprogram för Åland 2005-2008 on Åland and Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015 in Finland).

Up till now there has been relatively little information about the importance of local water protection measures. Assessment of loading from the outer sea areas has also been based on simple conceptual models and mathematical models that have covered only parts of the archipelago region. BEVIS, a project financed by the Interreg IIIA, Archipelago, has during 2004-2006 aimed at development of water quality models for the archipelago region Turku-Åland-Stockholm and at assessment of importance and effects of local and regional water protection measures. The ultimate goal has been to develop a joint support system for decision making for the entire archipelago region within the project area.

Two different 3D-modells have been applied on the project area. One model (Swedish) has been developed by Stockholm University and the other (Finnish) by a consortium of the Finnish Environment Institute and Environmental Impact Assessment Centre of Finland Ltd. Both models include two sub-models with a joint mesoscale model covering the entire project area. The Finnish model includes even a fine-tuned model for the Föglö area (Åland), while the Swedish model runs the forcing of the mesoscale model through a Baltic model along the borders against the Bothnian Sea respective the Baltic Sea. Both models have been developed based on initial data from December 2003, and model and validation data from 2004-2005. The models describe nutrient concentrations and amount of phytoplankton (only the Finnish model) in the water areas. This is the first time when large archipelago areas have been modeled with high resolution (150-463 m grid cells), which is necessary to be able to give a realistic reflection of complex archipelago areas.

A total of seven future scenarios have been run with the models to predict effects of different water protection measures (e.g. effects of the current water protection plans in different regions, improvement of water treatment in municipal treatment plants and relocation of fish farms to less harmful areas) within the modeling area. Environmental economic calculations have also been prepared for these scenarios in order to make it easier to assess the cost efficiency of different scenarios.

According to the results from model validation, the models function well in relation to the complex model area. The biggest shortcomings have been noted in modeling of leakage of phosphorus from the sediments. The models seem to underestimate this leakage. The models produce results that are in good

accordance with each other. As a summary it can be stated that the models function at an acceptable level in order to allow formation of realistic future scenarios.

The most important scenario results show that the water quality in the inner archipelago areas is highly dependent on nutrient loading from local sources. In order to improve the water quality in these areas the water protection measures must be directed towards local sources. Water quality in the inner areas and parts of the middle areas cannot be improved by measures taken in other Baltic regions. Accomplishment of current environmental programs and goals (level II) would improve water quality in the inner and middle archipelago regions by 2-30 % under a year cycle. The assessed annual costs would be 40-337 M€; 349-3 032 MSEK. Even improvement of already well functioning waste water treatment plants would alone markedly improve water quality in the inner areas.

In contrast, in the outer archipelago regions water quality follows mainly water quality in the surrounding open sea areas. In order to be able to improve water quality in these areas international collaboration is needed through e.g. HELCOM or EU. A decrease by 10 % in the loading from the outer areas and atmospheric deposition would result in a 5-15 % improvement of water quality, compared with year 2004, in the outer archipelago areas already during one year cycle. The assessed total costs would be 383-2 081 M€/year; 3 553-19 305 MSEK/year.

Regarding fish farming, local improvement in water quality could be achieved by relocating fish farms from enclosed areas further out towards the open sea. Also the size of farming units could be increased provided that the total production would not increase from the level of year 2004. The total costs for relocation are assessed to 0.2 M€/year; 2 MSEK/year. However, it should be noted that the total loading will not decrease through this alternative.

Beyond the models, also joint regional databases on loading and water quality within the project area have been created. These databases are open and can be used in the future by regional authorities. The end products of the project form a first raw version of a joint support system for decision making in the entire model area.

Water quality models will be placed at the national financiers (Southwest Finland Regional Environment Centre, the Government of Åland, Svealands Coastal Water Management Association). These authorities and water protection organizations have the possibility to run their own scenarios for planning and management purposes. With the aid of the models also the public can be informed about future water protection measures and their effects in a conceivable way. The models can also predict e.g. how different water protection measures will affect occurrence of toxic algal blooms.

The total value of the project results will come out first in the future when e.g. environmental authorities can with own simulations gain improved possibilities to study effects of planned water protection measures and be able to inform the public about them.

3 BAKGRUND OCH MÅLSÄTTNING

T. Kohonen och J. Mattila

Ingen nämnvärd förbättring av Östersjöns tillstånd har observerats trots vattenskyddsåtgärder under flera decennier. Effekter av övergödningen är synliga speciellt i skärgårdsområden där det dåliga vattenutbytet mellan öar och grundområden utökar kustvattnens känslighet för eutrofiering/övergödning. I skärgårdsregionerna Åboland-Åland-Stockholm har vattenkvaliteten kontinuerligt försämrats (Suomela 2001, Miljövårdsberedningen 2005). Diffus närsaltsbelastning via vattendragen från åker- och skogsmark samt från glesbebyggelse bidrar till övergödning och dess verkningar, kraftiga algbloomingar och syrefattiga bottenar. Tillståndet i skärgårdsvattnet påverkas också av närsaltsutsläpp från punktkällor även om utsläppen från reningsverk och industrin har minskat avsevärt anefter förbättrade reningsåtgärder för avloppsvatten har tagits i bruk. Lokalt kan även fiskodlingar tillföra kustvattnen en betydande närsaltsbelastning. Vattenströmmarna transporterar närsalter från öppna Östersjön till skärgårdsområdena. Ett betydande tillskott av närsalter till kustvattnet kommer via nedfall från luften. Den interna belastningen från de ”döda”, syrefria bottenarnas sediment är ett allt växande problem i hela Östersjön, och betydelsen av den antas i vissa områden t.o.m. överskrida betydelsen av olika landbaserade utsläppskällor.

IEU:s ramdirektiv för vattenpolitik (EG 2000) ställer upp allmänna mål för vattnets status. I fråga om ytvattnen är målet att hindra en försämring av deras status, och att uppnå minst god ekologisk och kemisk status. I konstgjorda och kraftigt modifierade vatten eftersträvas en så god ekologisk status som möjligt. Enligt ramdirektivet för vatten skall vattendragen vara karaktäriserade 2004 och övervakningsprogram i drift före utgången av 2006. Förvaltningsplaner med tillhörande åtgärdsprogram skall vara klara för implementering 2009. Senast år 2015 skall god vattenkvalitet ha uppnåtts i alla vattendrag inklusive kustområdena i alla EU-länder. Alla regioner håller för tillfället på att fastslå egna riktlinjer för vattenskyddsåtgärder för de kommande åren. Dessa riktlinjer styrs förutom av EU:s ramdirektiv även av nationella och regionala delmål och tyngdpunktsområden. Sverige har berett ”Aktionsplan för havsmiljön” (Naturvårdsverket 2006), Åland: ”Miljöhandlingsprogram för Åland 2005-2008” (Ålands landskapsregering 2005) och Finland ”Riktlinjer för vattenskydd fram till år 2015 (Miljöministeriet 2007). Europeiska kommissionen har även berett ett förslag till EU:s direktiv om marin strategi (EG 2005). Som mål i kommissionens förslag har det framförts upprättande av en ram för att skydda och bevara den marina miljön samt som det slutgiltiga målet att den marina miljön skall ha ett gott miljötillstånd senast år 2021. Medlemsstaterna skall fastställa vad som kännetecknar ett gott miljötillstånd i de marina regionerna samt utarbeta åtgärdsprogram för hur ett gott tillstånd uppnås. Behovet av effektiva vattenskyddsåtgärder och beslutstödsystem är därmed stort.

Fram till nu har det funnits relativt litet information om betydelsen av regionala vattenskyddsåtgärder. Utvärdering av betydelsen av belastning från andra havsområden har baserat sig på enkla konceptuella och matematiska modeller som har täckt endast delar av skärgårdsregionen (Jumppanen & Mattila 1994, Helminen et al. 1998, Engqvist & Andrejev 2003). BEVIS-projektet har tagit fram verktyg till åtgärder som förbättrar vattenkvaliteten i Åbolands, Ålands och Stockholms skärgårdar, i Östersjöns största skärgårdsområde. Den största tillförseln av närsalter till de tre delområdena kommer från olikartade källor. I Finland, i Skärgårdshavets avrinningsområde är åkerarealen stor och åkrarna ligger längs åarna. På grund av läckage av näringsämnen från jordbruket tillhör Skärgårdshavet fortfarande HELCOM:s ”hot spot”-lista (www.helcom.fi). På Åland stod fiskodlingen för 65 procent av fosfor- och 31 procent av kvävebelastningen från land- och vattenbaserade källor under åren 1998-2002 (Ålands landskapsregering 2005). Däremot i Sveriges delområde har jordbruk ingen nämnvärd betydelse som belastningskälla och endast en av projektområdets dryga 100 fiskodlingar ligger på den svenska kusten.

Projektets syfte har varit att utveckla ett gemensamt beslutstödssystem för skärgårdsregionerna Åboland-Åland-Stockholm. Inom BEVIS-projektet har en regional miljödatas databas byggts upp som innehåller data om miljöns tillstånd och belastning. Med dessa data har skapats två olika 3D-vattenkvalitetsmodeller som beskriver närsaltshalter samt den ena även förekomst av planktonalger i projektets vattenområden. Olika scenarier kan köras med båda modellerna för att beskriva effekter av olika tänkbara vattenskyddsåtgärder och åtgärdernas miljöekonomiska skall analyseras. Med hjälp av modellerna kan närsaltstransporter från olika källor simuleras och åskådliggöras. Belastningens effekter på utvalda skärgårdsområden kan utvärderas och man kan klargöra lokala och regionala åtgärders betydelse jämfört med åtgärder som genomförs på andra platser. Modellerna har testats mot varandra genom att använda resultat av specialmätningar som gjorts på Föglöfjärden på Åland och genom att anpassa modellerna till området. Växtplanktons, t.ex. de kvävebindande cyanobakteriers (blågrönalger), mängd i dagsläge simuleras och jämförs sedan med den mängd som finns efter olika simulerade förändringar i belastningen. De ekologiska verkningarna framställs på kartor i en lätt förstådd form.

Vattenkvalitetsmodellerna kommer att placeras hos de nationella finansiärerna: Sydvästra Finlands miljöcentral, Ålands landskapsregering och Svealands Kustvattenvårdsförbund. Dessa myndigheter och vattenskyddsorganisationer har sedan möjligheten att även i framtiden ta fram egna scenarier för planerings- och förvaltningsbruk. Med hjälp av modellberäkningar kan även allmänheten informeras på ett lättfattligt sätt om hur de på förhand planerade vattenskyddsåtgärderna kan tänkas påverka vattenkvaliteten.

Referenser

EG 2000. EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. 72 s.

EG 2005. Förslag till EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Direktiv om en marin strategi). KOM(2005) 505 slutlig. 31 s.

ENGQVIST, A. & O. ANDREJEV, 2003. Water exchange of the Stockholm archipelago – a cascade framework modelling approach. J Sea research, 49, 275-294.

HELMINEN, H., E. JUNTURA, J. KOPONEN, P. LAIHONEN & H. YLINEN, 1998. Assessing of long distance background nutrient loading to the Archipelago Sea, northern Baltic with a hydrodynamic model. Environmental Software 13, 511-518.

JUMPPANEN, K. & J. MATTILA, 1994. The development of the state of the Archipelago Sea and environmental factors affecting it. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Julkaisu 82, 206 s. (på finska med engelskt sammandrag)

MILJÖMINISTERIET 2007. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015, Valtioneuvoston periaatepäätös. (Riktlinjer för vattenskydd fram till år 2015, Statsrådets principbeslut). Miljön i Finland 10/2007. Miljöministeriet. Miljövårdsavdelningen. 90 s.

MILJÖVÅRDSBEREDNINGEN 2005. Strategi för hav och kust utan övergödning. Miljövårdsberedningens promemoria 2005:1. Miljövårdsberedningen. Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet. 59 s.

NATURVÅRDSVERKET 2006. Aktionsplan för havsmiljön. Rapport 5563, 107 s.

SUOMELA, J. 2001. Saaristomeren tila vuosituhannen vaihteessa. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste 20/2001, 99s.a

ÅLANDS LANDSKAPSREGERING 2005. Miljöhandlingsprogram för Åland 2005-2008. Ålands landskapsregering 23.8.2005. 37 s.

4 BEVIS-DATABAS

Tuula Kohonen

Den miljödata som har skapats inom projektet BEVIS är en början för samlandet av gemensamma miljödata från Östersjöns största skärgårdsområde. BEVIS-databasen innehåller information om vattenkvalitet och närsaltsbelastning från projektområdet, som är definierat med latituderna 59°50' och 60°46' N. För modellering samlades initierings- och drivningsdata för 13 månader, från början av december 2003 till slutet av december 2004. Datasamlandet fortsätter hos miljömyndigheterna, bl.a. hos Länsstyrelserna i Sverige, Ålands landskapsregering och Sydvästra Finlands miljöcentral, och BEVIS-partners uppdaterar databasen vid behov.

Belastningsdata för modellberäkningar delades upp i nio olika belastningskällor: BOR (randdata, belastning från de angränsande havsområdena), RIV (avrinning via åar), FIF (fiskodlingar), IND (industrier), STP (reningsverk), DIF (diffus tillrinning; annan än avrinning från åar), AIR (luftdeponerat kväve), BOT (närsaltsläckage från bottensediment) och INI (initialiseringsdata). Akronymerna är härledda från de engelska namnen på belastningskällorna. Belastningsdata samlades för både fosfor och kväve från alla källor förutom för fosfor via luftdeposition. Den här belastningskällan ansågs vara relativt liten i förhållande till belastning av fosfor från de andra källorna och lämnades därmed obehandlad. Data från fem av dessa nio kategorier har inkluderats i BEVIS-databasen:

- 1) IND (*industry*) innehåller data om närsaltsbelastning från 13 industrier, varav fyra finns på svenska kusten och nio i Åboland.
- 2) DIF (*diffuse*) innehåller data om den diffusa belastningen, som har beräknats att komma från Ålands och Åbolands skärgårdsområden. Den diffusa belastningen, som kommer via projektområdets åar och älvar ingår i RIV-data. Man antog att all diffus belastning på den svenska sidan ingår i RIV.
- 3) RIV (*river*) innehåller avrinningsdata från åtta åar på den svenska kusten och åtta åar på det finska fastlandet som utmynnar i projektområdet.
- 4) FIF (*fish farm*) innehåller data om närsaltsbelastning från 102 fiskodlingsplatser av vilka en befinner sig på den svenska kusten, 65 i Åbolands skärgård och 36 på Åland.
- 5) STP (*sewage treatment plant*) innehåller belastningsdata från 44 reningsverk av vilka fem befinner sig i det svenska projektområdet. Ett flertal av de finska och åländska reningsverken är ganska småskaliga, men även de har inkluderats i databasen.

Svealands Kustvattenvårdsförbund har sammanställt IND-, RIV-, FIF- och STP-data från det svenska kustområdet. Sydvästra Finlands miljöcentral har sammanställt IND-, RIV-, FIF- och STP-data samt räknat ut DIF-data på basis av markanvändning i den finska skärgården. Finska belastningsdata har samlats från miljöförvaltningens Vahti-databas. RIV-belastningsdata har kalkylerats med hjälp av volymflödesuppgifter och uppmätt vattenkvalitetsdata från det finska informationssystemet Hertta. Ålands landskapsregering har sammanställt STP- och FIF-data samt gjort en uppskattning på DIF-belastningsdata för det åländska projektområdet.

BEVIS-databasen innehåller uppmätta vattenkvalitetsdata från projektområdet under rubriken "Monitoring". Information till miljöövervakningsdata har levererats av regionala miljömyndigheter i Finland och på Åland, Sydvästra Finlands miljöcentral och Ålands landskapsregering. Finska övervakningsdata har hämtats från Hertta. BEVIS-databasen innehåller information om mätningstationens namn och ko-

ordinater i WGS84-systemet, provtagningsdjup, vattendjup, observationsdatum samt mättningsresultat över följande variabler i vattenmassan: totalfosfor och –kväve, oorganisk fosfor och oorganiskt kväve, temperatur, salinitet, klorofyll *a* och från den finska skärgården även syrehalt i vatten. En viktig del av BEVIS-databasen är resultat av de specialmätningar som genomfördes på Åland under projekt "Basundersökningar på Åland samt i Stockholms och Åbolands skärgårdar". BEVIS-databasen bevaras hos de nationella finansiärerna, Svealands Kustvattenvårdsförbund, Sydvästra Finlands miljöcentral och Ålands landskapsregering.

5 MODELLER

5.1 Utgångspunkter för modelleringsupplägget

Anders Engqvist och Päivi Korpinen

Två olika numeriska modeller har anpassats för att simulera vatten- och närsaltsutbytet för det aktuella modelleringsområdet som förbinder Åboland-Åland-Uppland skärgårdsområden med varandra (Uppland är ett landskap med kusten i Stockholms norra skärgård) och modelleringsresultaten har jämförts med varandra. Modellerna är primärt anpassade till data och förhållanden år 2004. Den ena modellen (i det följande benämnd Arx-modellen) vidareutvecklades från en generisk modell vid Stockholms universitet och den andra i konsortiet Finlands miljöcentral (SYKE) och Environmental Impact Assessment Ltd. (EIA) och refereras i det följande som SYKE-modellen. Den övergripande tanken för upplägget av dessa modelleringsansträngningar vid planeringen av BEVIS-projektet var att utföra en så rigorös testning som möjligt av dessa för skärgårdsområdena anpassade numeriska modeller. Dels skulle detta primärt ske genom omfattande validering mot kustoceanoografiska mätdata, dels mot sekundär utvärdering av hur väl närsaltdynamiken simuleras. Båda dessa modeller har försetts med såväl samma fysiska drivning som underlag för belastande närsaltsdata. De senare uppdelades på nio respektive åtta olika källkategorier för totalkväve (TN) respektive totalfosfor (TP). Jämförelsen avsåg att omfatta den minsta gemensamma nämnaren för dessa två modeller, nämligen hur de var och en för sig gestaltar spridningen av TN och TP från källorna när dessa betraktas som passivt advekerade (medströmmande) spårämnen.

Dessa två modeller som utnyttjats inom BEVIS-projektet använder båda exakt samma indelning i beräkningsenheter (gridceller) och skiljer sig inte heller i någon väsentlig grad från varandra vad gäller de matematiska och numeriska formuleringarna. Båda modellerna löser de allmänna rörelsemängds- och kontinuitetsekvationerna (ursprungligen formulerade av Navier och Stokes) vilka även bestämmer dynamiken för kustoceanoografiska vattenströmningar och sammanhörande omblandningsfenomen. Båda modellerna utnyttjar vidare i stort sett också samma formuleringar för att gestalta turbulensfenomen, d.v.s. sådana vattenrörelser som uppträder på rumsskalor som är mindre än vad som gridrutorna upplöser. Båda modellerna använder också exakt samma drivning av vattenutbytet över gränsytor (ränderna) mot Östersjön som räknats fram av en anpassad variant (BAX-modellen) av den generiska AS3D-modellen, framtagen och namngiven av upphovsmännen Andrejev & Sokolov (1990).

Skillnaden mellan modellerna består i hur hastighetskomponenterna representeras i förhållande till gridcellernas gränsytor. För SYKE/EIA-modellen sammanfaller dessa komponenter med de som representerar koncentrationer av t.ex. salinitet och värmeinnehåll i mitten av gridcellerna (s.k. E-grid). För den modell (Arx) som används för den svenska modelleringsinsatsen avser dessa hastighetskomponenter mittpunkterna av sidoytor och är riktade vinkelrätt mot dessa (s.k. C-grid).

En fördel med SYKE/EIA-modellen är att en enkel ekologisk modell kan kopplas till vattenrörelsedynamiken, vilket möjliggör beräkning av bl.a. tillväxt av fytoplankton. Detta kan göras under olika hypotetiska närsaltsbelastningsbetingelser som föreskrivs i form av scenarier. Den ekologiska modellen gestaltar dynamiken för upplösta oorganiska närsalter för kväve respektive fosfor (DIN och DIP), detritus och två grupper fytoplankton. Sammantagna koncentrationer för kväve och fosfor (TN resp TP) kan också beräknas genom att summera över samtliga olika ekologiska fraktioner där dessa ingår. Arx-modellen behandlar däremot TN, TP, DIN och DIP som (spår)ämnen som passivt följer med vattenrörelserna. För TN och TP betyder detta inte något större avsteg i realismen eftersom biologiska omvandlingar inte kan ändra det totala närsaltsinnehållet så att materialkonservering garanteras. Däremot kan inbindning

i biologiska konstituenterna medföra att sedimentationsprocesser sätter in så att antagandet om passiv medströmning inte längre gäller exakt som det gör för de i vattnet upplösta närsalterna DIN och DIP. Å andra sidan uppfyller dessa oorganiska fraktioner endast villkoret för materialkonservering under vintertid innan de upptas av fytoplankton.

Sammanfattningsvis är gemensamt för båda modellerna att deras starka sidor är dokumenterat goda prestanda i olika applikationer och att de är baserade på primära fysikaliska lagar i kombination med robusta numeriska räknescemor. En gemensam svaghet är att ingendera modellen lämpar sig egentligen för andra än experter att utföra ändringar i koden eller för att utveckla den till att omfatta ett nya tillämpningsområden.

Specifika fördelar med AS3D-modellen är att till dess utdata kan analyseras med ett 3D-analysverktyg (DAS) och att indata kan tillskapas från en associerad databas (BED). Animeringsprogram baserade på Matlab program har även tagits fram. En nackdel är att ingen ekologisk modell (annat än för advektion och diffusion av närsalter) har utvecklats.

Fördelarna med SYKE/EIA-modellen är att den tillåter att bättre upplösta områden kan införas i gridderna och beräknas i samma körning. En ekologisk modell finns färdigutvecklad liksom verktyg för analys av tidsserier och 3D data tillsammans med ett användarvänligt gränssnitt. Modellen är dock strikt kommersiell och därmed inte fritt tillgänglig, vilket kan ses som en nackdel.

Beräkning av en årslång körning på en 3 Ghz PC dator tar för den mesoskaliga grid som utnyttjats inom BEVIS-projektet ca två veckor med Arx-modellen, medan SYKE/EIA-modellen (inklusive den högupplösta gridderna för Föglöfjärden) tar approximativt halva denna tid, förutsatt att vattenutbyteskörningar har utförts tidigare och sparats separat, vilket förutom beräkningstid även kräver en datamängd av storleksordningen 1 Tbyte.

Båda modellerna och deras resultat kommer att presenteras närmare var och för sig nedan, för att i ett avslutande kapitel även jämföra deras resultat.

5.2 Den svenska modelleringsinsatsen

Anders Engqvist

5.2.1 Inledning

Historiskt sett har de tre i denna studie inbegripna skärgårdsområdena — Upplands (norra Stockholms skärgård), Ålands och Åbolands skärgårdar — även varit och en för sig varit sparsamt föremål för oceanografiska studier. Ett tidigt arbete om vattnen som omger Åland utfördes av Ambjörn & Gidhagen (1979). På den svenska sidan har i samband med idrifttagandet av kärnkraftsverket i Forsmark det omgivande vattenområdet Öregrundsgrepen blivit föremål för oceanografiska studier inbegripande även tredimensionell modellering, vilka arbeten finns sammanställda av Engqvist & Andrejev (1999), vilka tillämpade den i detta arbete aktuella modellansatsen med kaskadkopplade modeller för första gång på detta område. Detta följdes upp av en analys av modellens känslighet med avseende på variationer i drivningen (Engqvist & Andrejev 2000). Även Hannu et al. (2000) har publicerat ett arbete med kopplade 3D-modeller om oljespill i Skärgårdshavet, och Helminen et al. (1998) har modellerat Skärgårdshavets närsaltbelastning som härrör från långt avses belägna källor. För Ålands inre skärgårdar har Eilola (2002) och Waldh (2002) båda bidragit med modellering av dessa vattenområden upplösta i hydrauliskt kopplade delbassänger.

5.2.2 Material och metoder

5.2.2.1 Modellegenskaper

Utgångspunkten har varit den generiska tredimensionella (3D) Östersjömodell (benämnd AS3D) framtagen av Andrejev & Sokolov (1990); Sokolov et al. (1997). Denna modell har upplösning av 316×363 gridceller med vardera sidlängden 2' (apostrofen betecknar distansminuter eller (d.m). 1 d.m.= 1852 m). Östersjöns batymetri med denna upplösning återges i Fig.1.

Vattenströmmar kan sättas i rörelse på flera olika sätt bl.a. genom direkt vindverkan på ytlagren men även genom att vattenståndet varierar mellan olika platser, s.k. barotropa vattenrörelser. När horisontellt närliggande vattenpaket har olika täthet, måste en omlagring äga rum så att stabil skiktning uppnås så småningom med tätare lager nedåt. Detta fenomen uppstår inte bara vid tillrinning av sötvatten i kustområdena (och kallas då estuarin cirkulation) utan även vid modellens gränsområden, som för Östersjömodellen är belägen i Kattegatt. Denna modell har tillämpats i ett flertal Östersjöstudier (t.ex. Andrejev et al. 2004a; 2004b).

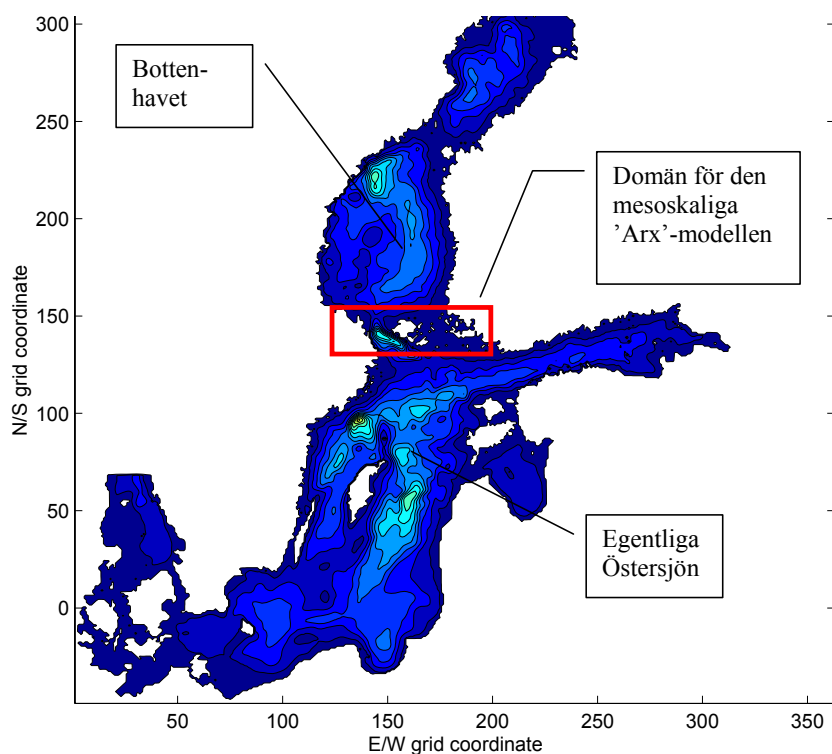
Grundat på erfarenheter från Stockholms skärgård (Engqvist & Andrejev 2003) kunde det redan på förhand uteslutas att basera randdrivningen (avseende djupprofiler för salinitet, temperatur samt vattenståndsvariationerna) av det sammanhållna skärgårdsområdet på mätdata. Den behövliga drivningen måste på samma sätt som för Stockholms skärgård tillhandahållas av Östersjömodellen. I första hand måste ett adekvat gränssnitt mellan dessa områden specificeras (Engqvist & Andrejev 1999; 2000). Det är fördelaktigt att gränssnitten mellan dem utformas på ett så geometriskt enkelt sätt som möjligt.

Den slutliga utformningen bestämdes så att området definierades av Östersjöns vattenområde som begränsas av latituderna $59^{\circ}50' \text{ N}$ och $60^{\circ}46' \text{ N}$, d.v.s. ett område med så enkel geometrisk utformning som möjligt och vars norra övre rand delvis sammanfaller med den 3D-modell som omfattar Svealandskusten. Denna anpassade modellversion av den generiska 3D-modellen betecknas 'BAX'-modellen. Förutom meteorologisk drivning behövs även information om vattenståndsrörelserna i modellens rand mot Skagerrak, vilka data inköpts från SMHI (motsvarande Göteborgs uthamn) samt DMI för Fredrikshamn, Danmark (Fig. 2). Den med en röd rektangel i Fig. 1 markerade mesoskaliga modellområdena simuleras med en annan anpassad variant (benämnd 'Arx') av den generiska AS3D-modellen.

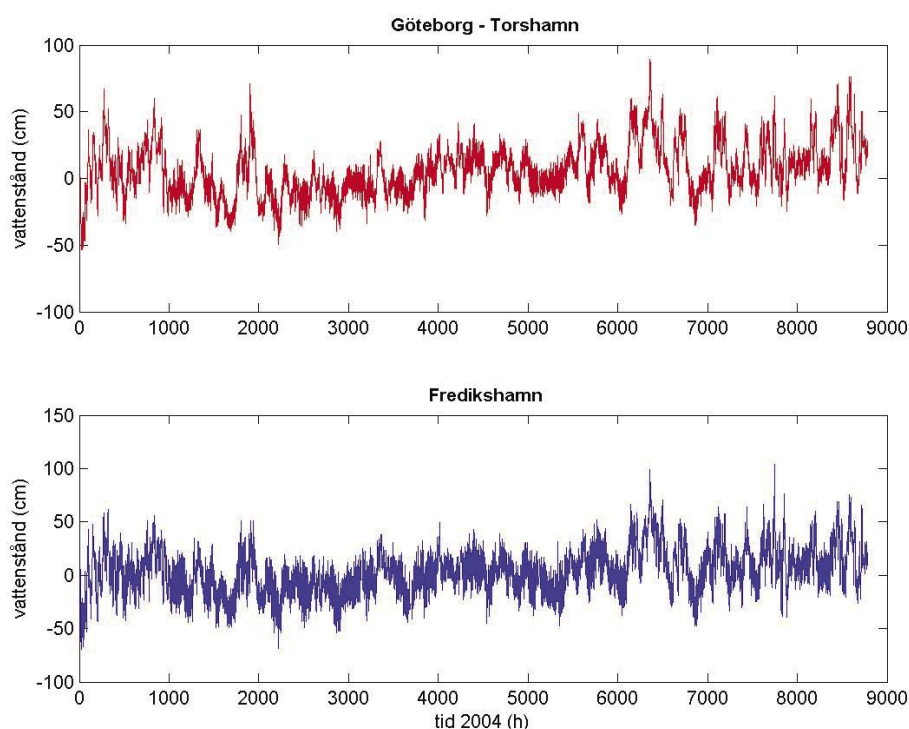
5.2.2.2 Beredning av fysikaliskt orienterade data

Den mesoskaliga griddens batymetri

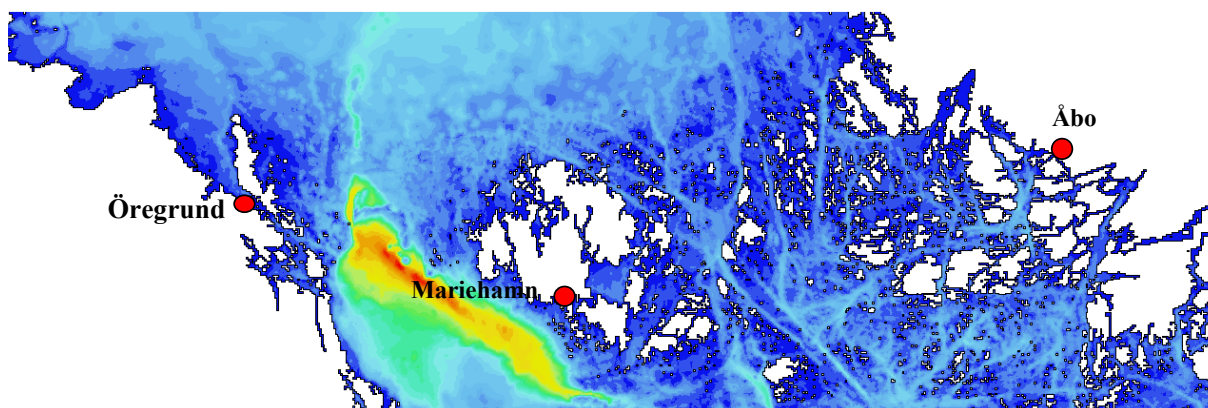
De första data som togs fram inom BEVIS-projektet var den griddning som motsvarar batymetrin eller djupförhållandena. Detta arbete avsåg två griddar, en mesoskalig med upplösningen $\frac{1}{4}' \times \frac{1}{4}'$ (463×463 m) och ett högupplöst område över Föglöfjärden med upplösningen $0.05' \times 0.05'$ (150×150 m). Detta arbete lämnades ut på anbudsgivning efter att en noggrann specifikation formulerats. Efter denna objektiva griddning måste en okulär granskning och korrigering utföras i syfte att förbinda en del inlandsbelägna havsvikar med kustzonen och havet. Det färdiga resultatet för den mesoskaliga gridden framgår av Fig. 3. En jämförelse mellan Östersjömodellens upplösning ($2' \times 2'$) och den mesoskaliga modellens framgår av Fig. 4. I vertikal led är den nominella lagertjockleken för ytlagret 2,5 m vid medelvattenstånd. Därefter har lagren ned till 152,5 m djup en tjocklek av 5 m, för att därefter övergå till 10 m, ned till 202,5 m varefter tjockleken ökar ytterligare i omgångar. Totalt hanterar båda modellerna 40 lager.



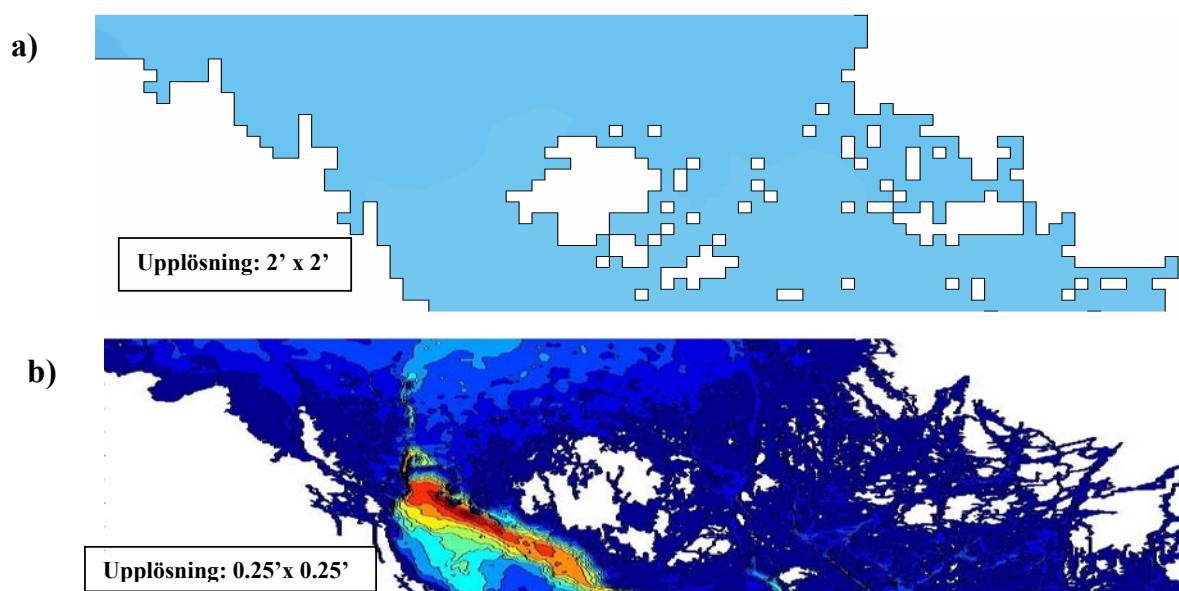
Figur 1. Den batymetriska utformningen av den för den aktuella tillämpningen modifierande Östersjömodellen (BAX) med 316×363 gridceller. Modelldomänen för den aktuella modellen (Arx) över norra Svealandskusten samt Ålands och Åbolands skärgårdar har inramats av en röd rektangel.



Figur 2. Vattenståndsdata 2004 för Östersjömodellens (BAX:s) Kattegatt-rand. Tidsaxlarna är graderade i timmar under 2004. Samvariationen är anslående för långtidsvariationen men avvikelserna på kortare sikt bestämmer det realiserade vattenutbytet över randen. Göteborgs-data kommer från SMHI, Fredrikshamns-data från DMI.



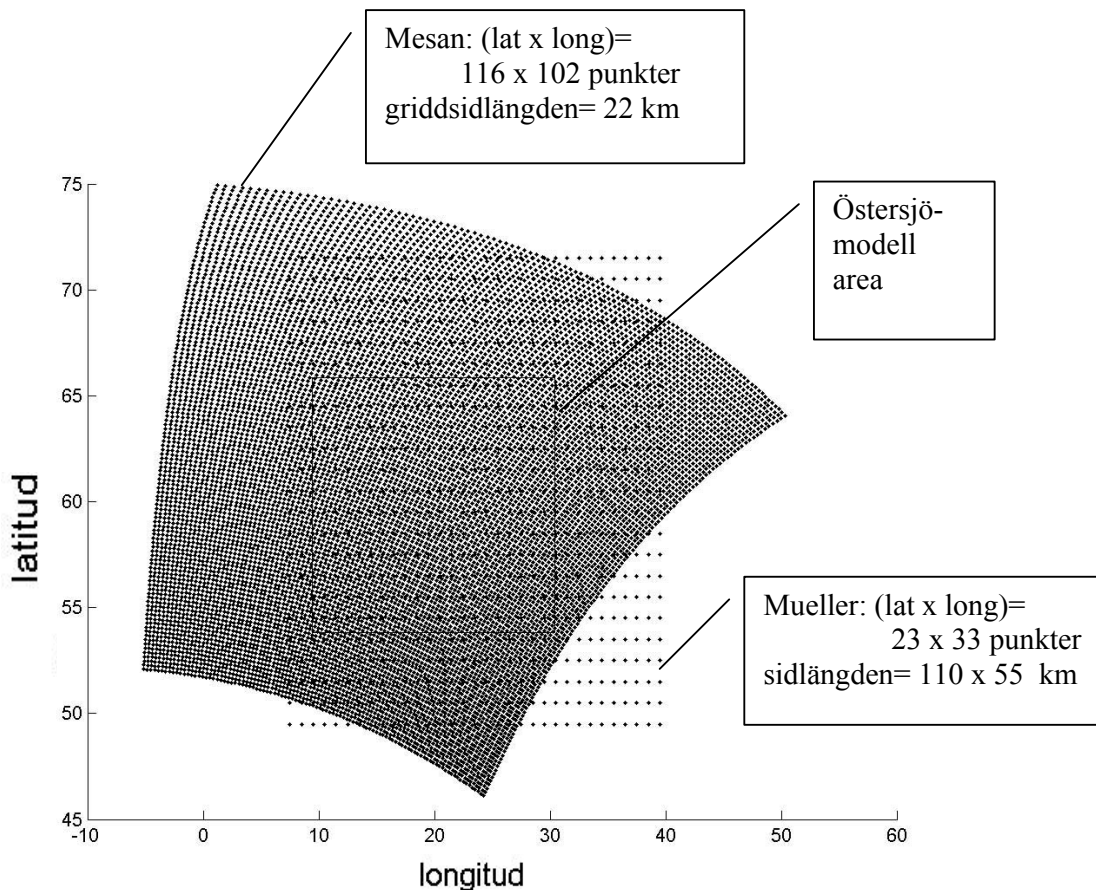
Figur 3. Den resulterande batymetriska utformningen av den mesoskaliga Arx- modellen med 225 681 gridceller. Notera djupområdet (markerat med grönt-gult-rött) i Ålands Hav mellan den svenska kusten och Åland samt kanalstrukturerna mellan Åland och det finska fastlandet.



Figur 4. a) Den horisontella upplösningen för den anpassade Östersjömodellen (BAX). b) Den horisontella upplösningen för den en mesoskaliga modellen (Arx). I vardera riktningen är upplösningen åtta gånger bättre, varför den sammantagna (yt)upplösningen är 64 ggr förbättrad i förhållande till Fig. 4a. Denna figur har framställts med programpaket Matlab, vars interna interpoleringsförfarande ger en något reducerad grafisk upplösning av batymetrin jämfört med Fig. 3.

Meteorologiska data. MESAN vs. Mueller.

Tidigare körningar med AS3D-modeller över Östersjöområdet har uteslutande baserats på s.k. Mueller-data (uppkallade av upphovsmannen Lars Mueller vid SMHI). De utgör en synoptisk sammanställning av atmosfärsdata (geostrofiska vindkomponenter, lufttryck och lufttemperatur m.m) med tidsupplösning av 3 h. För den valda modelleringsperioden (januari 2004 t.o.m juni 2005) förelåg i projektets första år inte några sådana data och SMHI meddelade att denna dataserie skulle upphöra. Därför införskaffades det som bedömdes vara bästa alternativet nämligen s.k. Mesan-data från samma källa. Dessa data representerar vindhastigheter på 10 m höjd över havet för ett radikalt annorlunda område (Fig. 5) jämfört med Mueller-data, varför ett omfattande transformationsarbete måste genomföras.



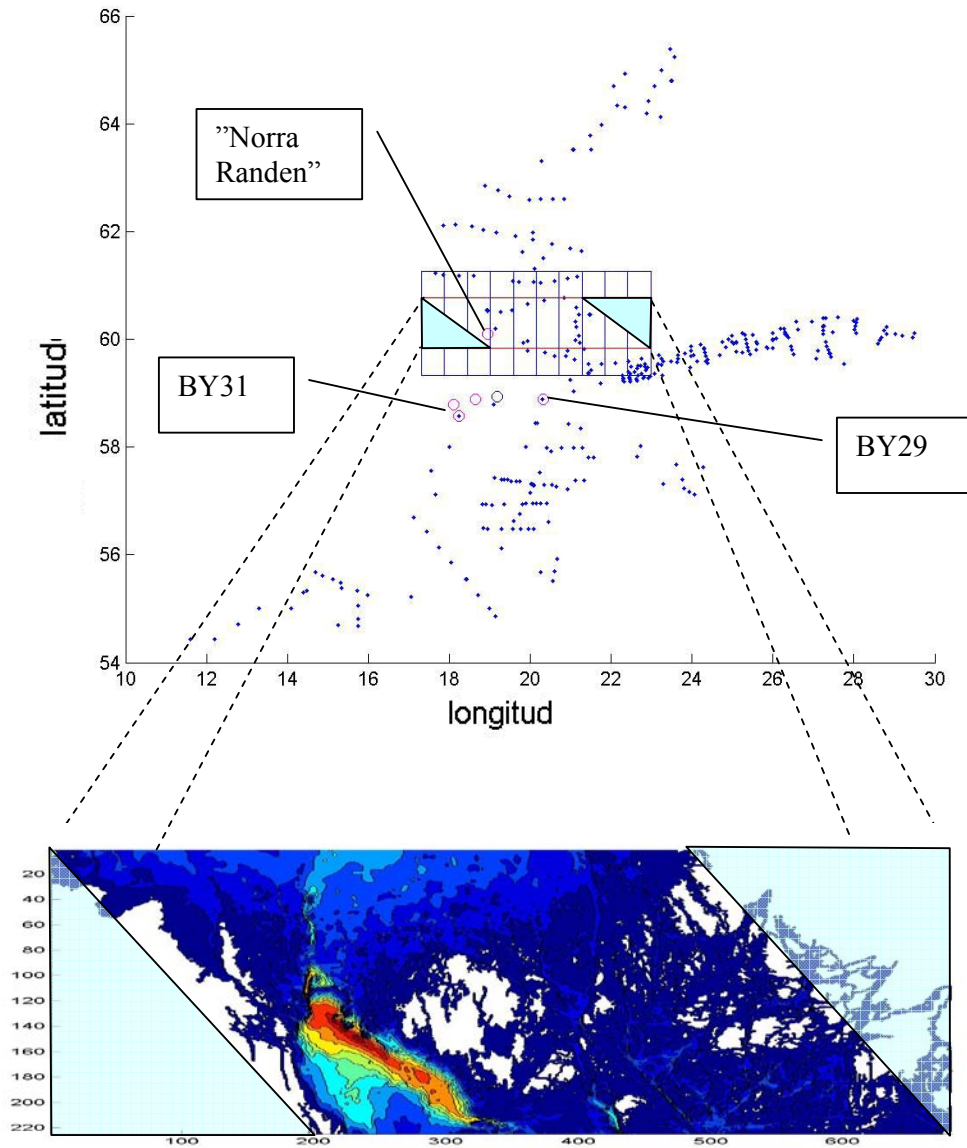
Figur 5. Illustration av transformationssambandet mellan de två sinsemellan roterade koordinatsystemen för Mueller- och Mesandata. Båda dessa data täcker modellområdet (Fig. 1) för Östersjömodellen.

ZTS-data

För de långa gränssnitten i öst/västlig-riktning för den mesoskaliga modellen mot den egentliga Östersjön i söder och Bottenhavet i norr räknar BAX-modellen för Östersjön fram vattenståndet (Z), temperaturfältet (T) och saliniteten (S) för varje timme, varav akronymen 'ZTS'. Eftersom detta fält är i hög grad bestämmande för genomflödet för den mesoskaliga modellen, beslöts det att utföra en preliminär validering mot tillgängliga mätdata utmed modellranden.

Gränssnittsmätdata

En negativ konsekvens av att ha valt ett recent år (2004) som inledningen till vår valideringsperiod var att tillgängligheten för även fysikaliskt orienterade data visade sig vara betydligt sämre än vad som kunnat förväntas. Efter förhandlingar med bl.a. Havsforskningsinstitutet i Finland (FIMR) och Institute of Oceanography Warnemünde (IOW), kunde ett antal salinitets- och temperaturmätdata erhållas för 2004. De utgör djupprofiler för salinitet, temperatur samt för vissa stationer och djup även närsaltskoncentrationsdata. Dessa data tillsammans med de mätningar som utförts i Systemekologiska institutionen Stockholms universitets regi för utsjöstationerna BY31 (Landsortsdjupet) och BY29 samt den s.k. "Norra Randen" kompletterade med data från Shark-databasen (administrerad av Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, SMHI) utgör alltså vad som varit möjligt att införskaffa. Positionen för de mätstationer som dessa data motsvarar har återgivits i Fig. 6.



Figur 6. I den övre delfiguren har positionen för samtliga tillgängliga mätstationer som erhållits från Institute of Oceanography Warnemünde för Östersjön lagts in, varvid konturerna av Östersjön med viss överrepresentation av Finska Viken träder fram. De södra och norra ränderna av det med rött markerade modellområdet i den övre delfiguren har uppdelats i 10 delsträckor och förlängts halva modellområdet i perifer riktning. Tre av dessa delsträckor hamnar därvid på land (västerut för den södra randen och omvänt för den norra), vilka partier därför undantagits. De mätpunkter som hamnar i de sju nära kvadratiske delområdena har ansetts som direktkvalificerade för att jämföras med de ZTS-data som Östersjömodellen räknat relativt de med rött markerade modellränderna. För den södra randens västra delsträckor saknas sådana direktkvalificerande mätpunkter, varför några av de inringade fasta stationerna (BY29, BY31 samt 'Norra Randen') har använts i stället.

Initialiseringsdata

Initialiserings data för de mesoskaliga salinitets- och temperaturfälten har åstadkommit genom att med utgångspunkt från en uppskattade klimatologiska salinitets- och temperaturdata iterativt köra december månad 2003 ett antal gånger med de bästa tillgängliga data för den fysiska drivningen för denna månad. Metoden bygger på att det termohalina initialtillståndet under en månads simulering påverkas i riktning mot att harmoniera med framför allt randdrivningen.

Isdata

Data avseende isläggningen och islossningen har via EIA erhållits från istjänsten vid FIMR, i några fall kompletterat med data från SMHI. Tidsupplösningen är ett dygn och den horisontella upplösningen en distansminut.

Avrinningsdata

Avrinningsdata krävs för såväl Östersjömodellen som för den meso-skaliga dito. För hela Östersjön har data för året 2004 (och första halvåret för 2005) årsdata erhållits genom tillmötesgående av Phil Graham, SMHI. Metodiken för hur de ursprungliga HBV-data (Graham, 1999) — fördelade på SMHI:s bassängindelning — har överförts till den tabellerade uppdelningen på vattendrag som AS3D-modellvarianterna kräver är följande: Utgående från långtidsmedelvärden för Östersjön har dessa sammanslagits till geografiskt sammanhängande enheter, för att därefter sammanslås till att motsvara uppdelningen på de bassänger som SMHI använder vid HBV-beräkningar. Dessa har därefter proportioneras i två steg till att motsvara Östersjömodellens fördelning på de olika punktvisa flodmynningarna. Avrinningen från den reglerade Norrstöm har undantagits och istället baserats på mätningar utförda av Stockholms Hamnar AB.

5.2.2.3 Beredning av närsaltsdata

Insamling av de fysiska data för ett så pass nära aktuell tid förefintligt modelleringsår, visade sig vara långt ifrån okomplicerat. I än högre grad har detta visat sig gälla närsaltsdata som inte direkt är associerade med antropogen verksamhet såsom drift av reningsverk eller vattenförlust, som mäts rutinmässigt av andra skäl. Detta betyder att data som avser närsaltstillförsel via modellränderna, utläckage från botten samt initialiseringsdata har varit svåra att få tag på. Eftersom detta är en central del av projektet, är det motiverat att mera noggrant gå genom hur tillförseln till modellen har implementerats för var och en av de nio närsaltskategorier som är inkluderade i modellen. De använda förkortningarna med tre versaler för respektive närsaltskategori är baserade på engelska språket.

Randdata (BOR)

Samma indelning i tio delsträckor (varav sju våta) utmed modellränderna som i Fig. 6 utnyttjades och samma kriterium tilläts gälla för närsaltsdata vid bestämmande av vilken sektion i öst/väst-riktning utmed dessa ränder stationen motsvarar. I en tredimensionell grid (sektionsnummer × månad × djup) inter/extrapolerades de saknade positionernas data genom en beräkning baserad på en Laplaciansk överrelaxationsmetod, vilket bedömdes vara det mest rättvisande sättet att rekonstruera saknade data. Denna metod ger sju värden, ett för varje djuplager, jämnt fördelade över respektive rand, varför mellanliggande värden i modellgridden måste interpoleras fram vid ytterligare en omgång, vilket utförs inom Arx-modellen.

Avrinningsdata (RIV)

Dessa data kommer huvudsakligen ifrån Länsstyrelserna i Sverige och från Sydvästra Finlands Miljöcentral (LOS) och volymflödesuppgifterna återfinns sammanställda i Tabell 1. Denna innehåller även data från Ålands landskapsregering (ÅLR), vilka data egentligen sorterar under *Diffus tillrinning (DIF)*, se nedan. Det klart dominerande vattendraget är Dalälven som tillför ca fem gånger mer sötvatten än de övriga vattendragen inom modellområdet tillsammans, medan närsalttillskottet är endast approximativt 40 % av det totala tillfört via åmynningar. För några av de mindre flödena har proportionering i förhållande till avrinningsområdets storlek tillgripits. Flödesdata för några år finns att tillgå med tidsupplösning av en vecka men har genomgående medelvärdesbildats till månadsupplösning. För att åstadkomma en acceptabel cirkulation för vattnet i Ålands inre skärgårdar har därför kompletterande (fiktiva) år tillåtits mynna i de inre delarna av dessa vattensystem, motsvarande sådan tillrinning som likaväl kunde anses vara av diffus karaktär. Detta har åskådliggjorts i Fig. 7. Motsvarande närsaltskoncentrationer för dessa fiktiva vattendrag har erhållits från samma datakälla.

Tabell 1. Sammanställning av de månadsvisa avrinningsdata till den mesoskaliga Arx-modellen. I de två första kolumnerna anges mynnings position i griddkoordinaterna (longitud och latitud) medan den tredje visar vilken riktning som utflödet tar. Därefter följer volymflöden (m^3/s) för varje månad samt årsmedelvärdet. Namnet på vattendraget och vilken datakälla uppgifterna härrör från anges även. Dessa data har använts av såväl Arx- som SYKE-modellerna. Utöver dessa finns även några mindre vattendrag som har ansetts som för små för att påverka enbart med sitt sötvattenflöde, men som ändå ger signifikanta bidrag till närsaltsbelastningen. De gråmarkerade vattendragen i tabellens nedre del avser egentligen den diffusa tillrinningen (se Fig. 9), men har uttryckligen tillförts de inre skärgårdarna för att öka realismen för dessa avsnörpta områdens vattenutbyte. Calc. = kalkylerat.

Koord.		Riktn.	mån												Medel	Namn	Källa
i	j	DD	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec			
16	192	'N'	307	298	352	495	365	250	271	294	323	329	332	323	328	Dalälven	SHMI
39	172	'N'	16.6	10.4	13.6	13.0	7.0	4.0	3.0	1.6	3.0	5.7	5.3	14.8	8.2	Tämnarån	calc
111	124	'S'	5.7	3.1	3.7	4.6	2.5	1.4	0.8	0.4	0.5	1.1	1.6	3.4	2.4	Forsmarksån	SHMI
112	120	'N'	9.9	7.3	10.3	7.5	3.9	2.4	2.3	1.2	3.0	5.4	3.6	12.9	5.8	Olandsån	SHMI
153	58	'N'	6.4	4.0	5.2	5.0	2.7	1.6	1.1	0.6	1.1	2.2	2.0	5.7	3.1	Skeboån	calc
591	145	'W'	6.7	4.2	9.2	17.0	1.5	0.2	6.9	2.5	8.8	5.4	7.7	22.4	7.7	Aurajoki	LOS
680	69	'W'	6.8	3.9	4.1	10.0	6.4	1.8	5.4	6.6	7.3	5.6	6.5	10.9	6.3	Kiskonjoki	LOS
681	117	'W'	3.0	1.5	6.2	15.5	2.2	1.0	9.2	5.9	6.6	4.1	4.7	15.2	6.3	Uskelanjoki	LOS
641	137	'W'	5.7	3.5	8.1	17.8	1.7	1.7	12.7	8.0	7.8	6.2	8.3	14.1	8.0	Paimionjoki	LOS
544	194	'S'	5.0	3.0	7.0	14.0	1.0	0.0	5.0	2.0	7.0	4.0	6.0	18.0	6.0	Mynälahti	EIA
300	88	'N'	1.1	0.8	1.5	0.7	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.2	1.6	0.6	NV inner arc-1	ÅLR
306	98	'N'	0.6	0.4	0.7	0.4	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.8	0.3	NV inner arc-2	ÅLR
313	109	'N'	0.6	0.4	0.7	0.4	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.8	0.3	NV inner arc-3	ÅLR
301	128	'S'	0.6	0.4	0.7	0.4	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.8	0.3	NV inner arc-4	ÅLR
320	113	'S'	0.5	0.3	0.6	0.3	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.6	0.2	N Lumparn-1	ÅLR
327	118	'S'	0.5	0.3	0.6	0.3	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.6	0.2	N Lumparn-2	ÅLR
333	96	'S'	0.9	0.7	1.2	0.6	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	1.3	0.5	N Lumparn-3	ÅLR
323	86	'E'	0.5	0.3	0.6	0.3	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.6	0.2	N Lumparn-4	ÅLR
352	75	'W'	0.6	0.5	0.8	0.4	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.9	0.3	S Lumparn-1	ÅLR
337	89	'S'	0.6	0.5	0.8	0.4	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.9	0.3	S Lumparn-2	ÅLR
375	74	'E'	0.6	0.5	0.8	0.4	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.9	0.3	S Lumparn-3	ÅLR
340	62	'N'	0.6	0.5	0.8	0.4	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.9	0.3	S Lumparn-4	ÅLR

Fiskodlingar (FIF)

Positionen för de 102 fiskodlingsplatserna visas i Fig. 8. De största av dessa återfinns i närheten av Åland. I modellen tillförs belastningen från fiskodlingarna till den näst ytligaste gridcells-nivån. Två av dessa visade sig emellertid vara belägna något söder om modellområdets östra del. Med något undantag har TN- och TP-läckaget från dessa uppskattats vara proportionella, varför Fig. 8 även i princip visar motsvarande TP-läckage.

Industrier (IND)

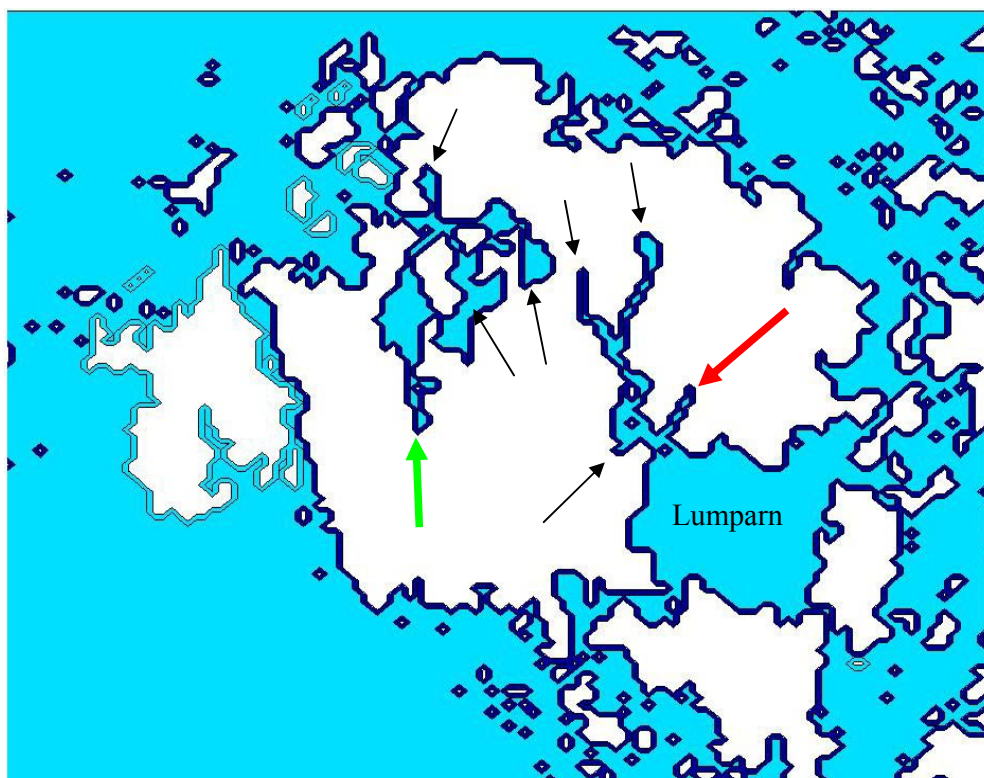
Fyra av de 13 listade industrier med egna reningsverk finns på den svenska kusten. Åland saknar industrier av denna typ. På både den svenska och den finska sidan är koncentrationen till ett fåtal kustområden uppenbar. Belastning och påverkan av de kustförlagda industrierna kan utläsas från Fig. 9. Dessa data måste bedömmas som tillförlitliga.

Reningsverk (STP)

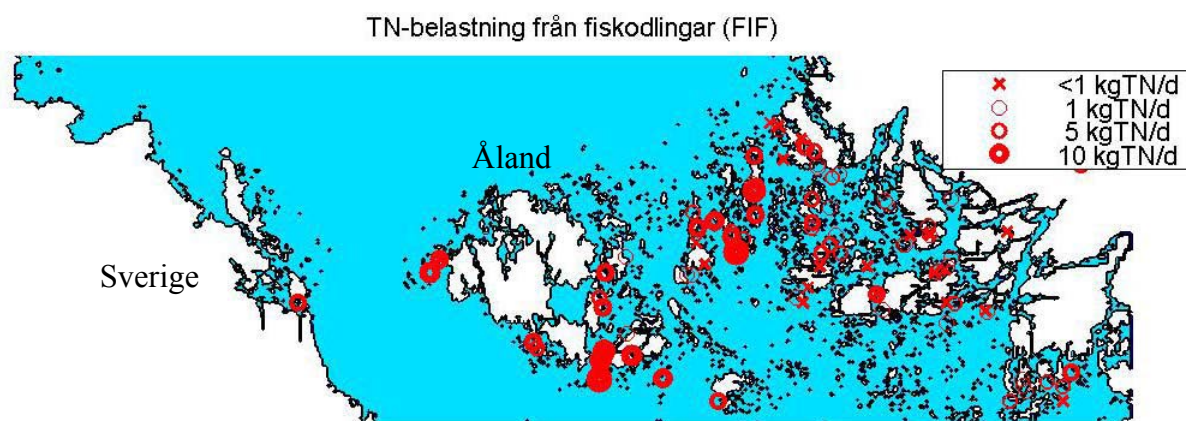
Uppgifterna om reningsverkens belastning kommer direkt från verkens operatörer och har medelvärdesbildats till månadsvärden även om bättre tidsupplösta värden finns att tillgå. Det finns i modellområdet sammanlagt 44 reningsverk av vilka fem återfinns på den svenska sidan. De flesta av de finska reningsverken är förhållandevis små men har ändå inkluderats i databasen av fullständighetsskäl. Belastning och påverkan av projektområdets reningsverk presenteras i Fig. 10. Fullständiga uppgifter om avloppsrörens utformning och placeringsdjup har inte gått att ta fram. En konsekvens av de här bristfälliga uppgifterna är att alla plymer modelleras som inlagrade i ytlagret även under sommartid. Detta gäller även för de avloppsrör som mynnar på relativt djupt vatten, vilket sannolikt inte behöver överensstämma med de faktiska inlagringsdjupen.

Diffus tillrinning (DIF)

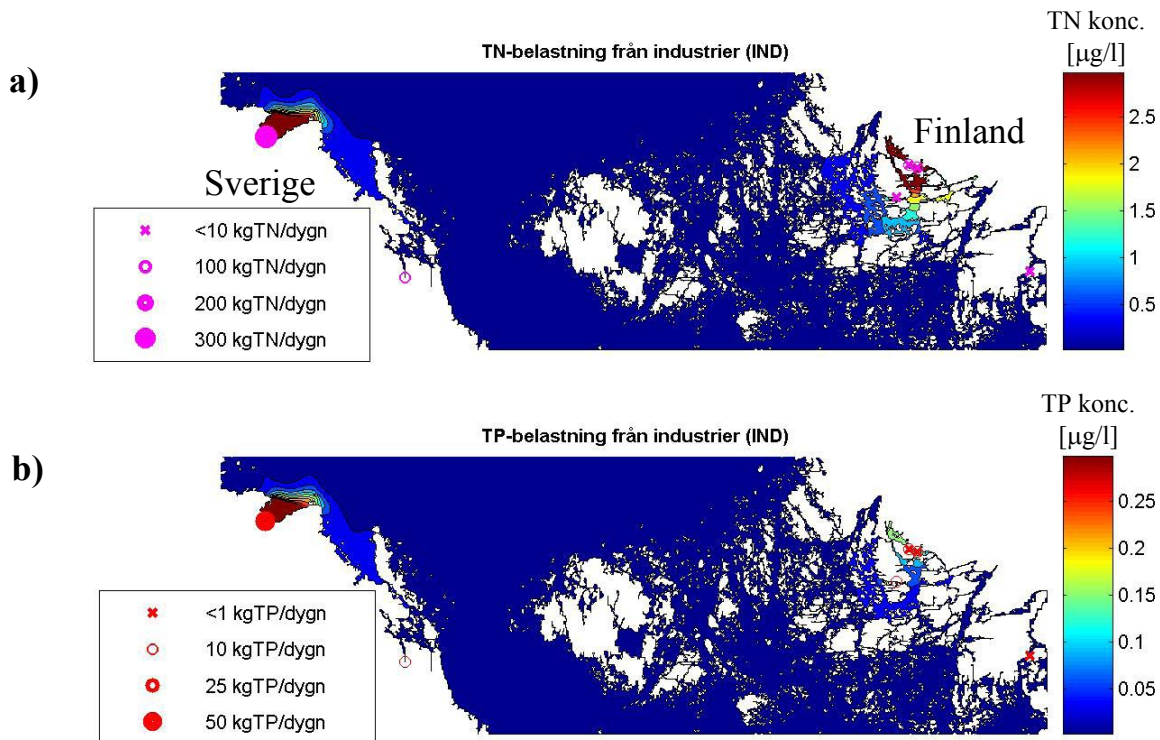
Diffus tillrinning motsvarar sådan vatten som rinner från land till sjö utan att vara kanaliserad till ett egentligt vattendrag. Gränsdragningsfall mellan diffus (DIF) och kanaliserad tillrinning (RIV) finns i form av små bäckar och diken. Den diffusa tillrinningen har för samtliga områden beräknats som en klumpsumma för den indelning som visas i Fig. 11. För de inre skärgårdarna på Åland har den diffusa tillrinningen överförs och implementerats under rubriken 'RIV'. För de fem områden som återstår har den uppskattade klumpsumman fördelats på samtliga våta gridceller som befinner sig inom området och som har strandkontakt. Antal griddceller varierar mycket och uppgifter från den svenska sidan saknas helt. I och med att den dominerande Dalälven mynnar på denna sida Ålands hav, måste avsaknaden av diffusa avrinningsdata uppfattas som mindre besvärande.



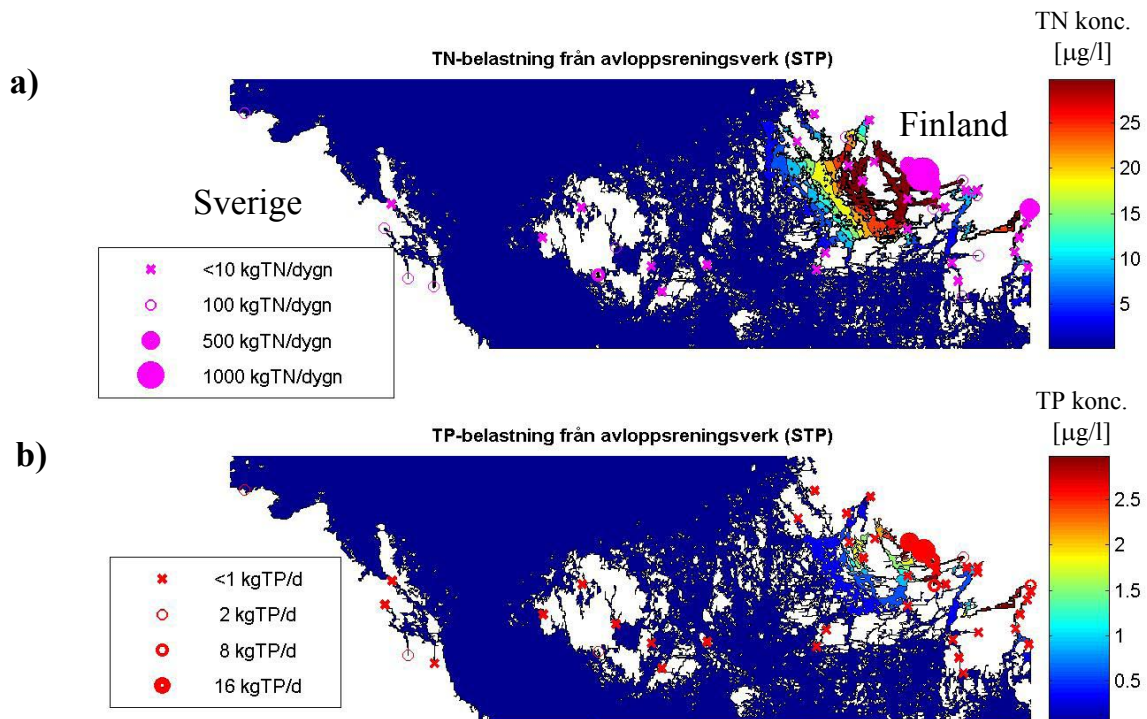
Figur 7. Griddkarta över huvudön för Åland. Enligt uppgift från Jonas Lindvik, ÅLR, kommer ca 40% av tillrinningen till norra Lumparn, vilket markerats med röd pil. Resterande avrinning ($3 \times 20\%$) till detta vattenområde fördelas på övriga pilar. För den nordvästra inre skärgården sker motsvarande snedfördelning med 40% markerad av grön pil. Uppskattningarna är gjorda från större dikesmynningar och storlek på diken avrinningsområden.



Figur 8. Positionerna för de 102 fiskodlingsplatserna som medtagits i databasen har utmärkts med röda symboler med storleken för utläckaget av TN i början av 2004 angiven enligt skalan. Två av dessa fiskodlingar hamnar dock utom modellområdets södra rand. Med något undantag har TN- och TP-läckaget från dessa uppskattats vara proportionella, varför figuren även i princip visar motsvarande TP-läckage.



Figur 9. a) Lokalisering av de 13 kustförlagda industrierna (varav fyra föreligger på den svenska sidan) med angivande av storleken av TN-utsläppen som de gestaltade sig i början av simuleringsperioden. Åland saknar industrier av denna typ. På både den svenska och den finska sidan är koncentrationen till ett fåtal kustområden uppenbar och flera är placerade intill varandra. Figuren visar och en konturering av TN-koncentrationen såsom den manifesterades i slutet av simuleringsperioden av industriutsläppen. b) Motsvarande framställning av TP-belastningen. Notera de olika skalorna.



Figur 10. a) Lokalisering av de 44 databasförlagda kustförlagda reningsverken (varav fem ligger på den svenska sidan) med angivande av storleken av TN-utsläppen som de gestaltade sig i början av simuleringsperioden och den resulterande TN-koncentrationen i influensområdet i slutet av 2004. Flera reningsverk hamnar i varandras närhet så att de inte kan grafiskt särskiljas. b) Analog figur till Fig. 10a, men avseende TP-utsläpp från reningsverken. Det största utsläppet är från Åbos reningsverk med en belastning av drygt 30 kgTP/dygn.

Luftdeponerat material (AIR)

Trots anstängningar har det inte gått att få fram data för mer än tre stationer avseende luftdeponerat kväve. Positionerna för dessa stationer är 59° 59,34'N 18° 33,26'E för Järinge på den svenska sidan, 59° 47,05'N 21° 22,07'E för Utö i Skärgårdshavet samt 61° 14,01' N 25° 3,80'E för Kotinen på det finska fastlandet. Nedfallsintensiteten för dessa stationer uppdelad i månadsmedelvärden under 2004 framgår av Fig. 12. Depositionen har interpolerats i longitudinell led mellan dessa stationer och proportioneras till gridcellyornas areal.

En komplikation har varit att under islagd tid måste detta luftdeponerade material tillfälligt mellanlagras på isen för att vid issmältningen tillföras det översta vattenlagret i modellen (Lundqvist & Gullne 2005). Konsekvensen är att vid islossning kommer på isen ackumulerat material momentant att tillföras motsvarande ytvatten, ofta innebärande kraftigt förhöjda TN-koncentrationer.

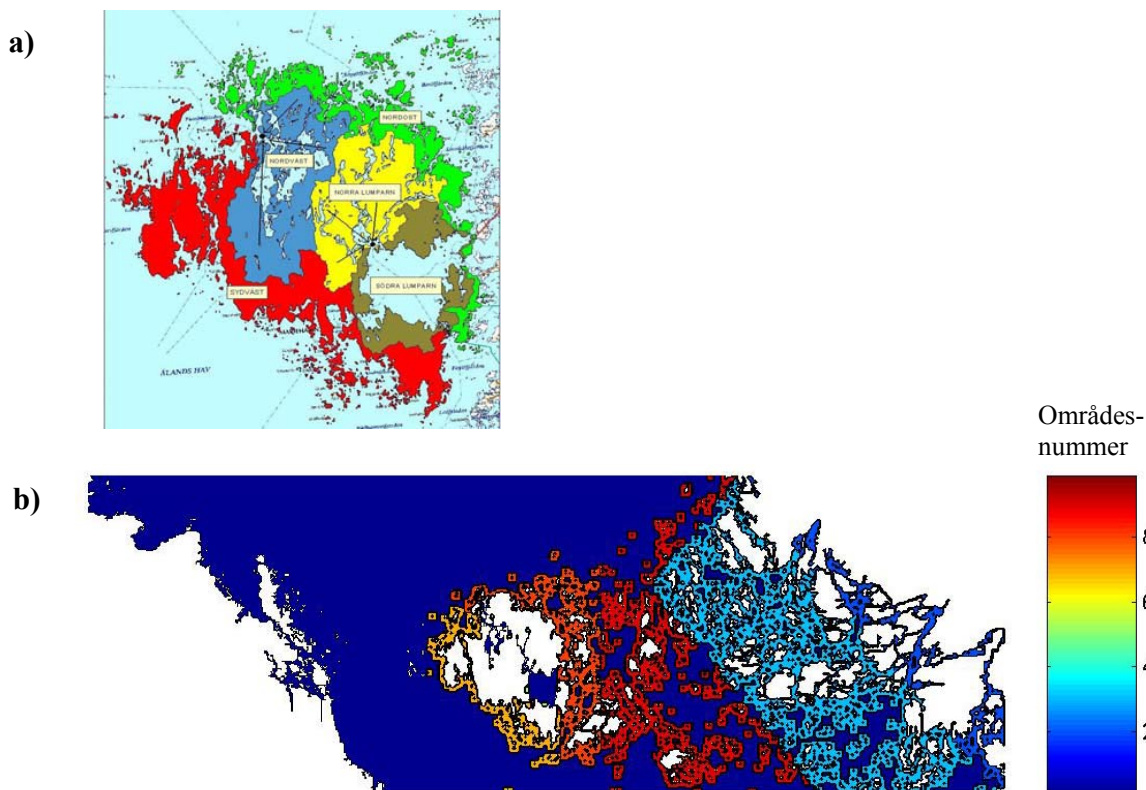
Utläckage från bottenar (BOT)

Uppgifter på utläckage av närsalter från bottenarna måste betraktas som de mest osäkra av belastningsdata. Ursprungligen var förhoppningen att de spridda mätningar av remineralisationsprocesserna i bottenarna (Tuula Kohonen, pers. medd.) kunde sammanställas till en tillräckligt detaljerad karta med uppskattning för fosforupplösning. Detta bedömdes emellertid inte som en framkomlig väg p.g.a. för stora variationer i materialet tillsammans med avsaknad av även basal kartinformation om den geografiska fördelningen av hård- respektive mjukbottenar. Som en nödlösning bestämdes slutligen att utläckagesdata som beräknats med en annan modell (Kiirikki et al. 2006) utvecklad för förhållanden i ett annat område (Finska Viken) skulle användas. Dessa uppgifter levererades som utläckage för 13 isolerade punkter, någorlunda geografiskt jämnt spridda över området. Från data inter- och extrapolerades heltäckande bottenutläckningskartor för var fjärde månad (Fig. 13). Det är dock sannolikt att uppskattningarna av närsaltsläckaget från botten är underskattningar (Päivi Korpinen, pers. medd.). De resulterande TN- och TP-koncentrationerna för bottenlagren i slutet av 2004 framgår av Fig. 14.

Initialiseringsdata (INI)

Även den initiala fördelningen av TN och TP måste uppskattas eftersom denna post kommer att ingå i den summering av olika källor som mätdata skall jämföras med. Med den begränsade tillgången till mätdata under december 2003 kan dessa uppskattningar knappast betraktas som särskilt exakta. Under simuleringsåret kommer givetvis denna kategori att systematiskt avta i takt med vattenutbytet eftersom den i motsats till andra källor inte kontinuerligt fylls på utan undanträngs av nytt vatten som flödar in genom modellränderna.

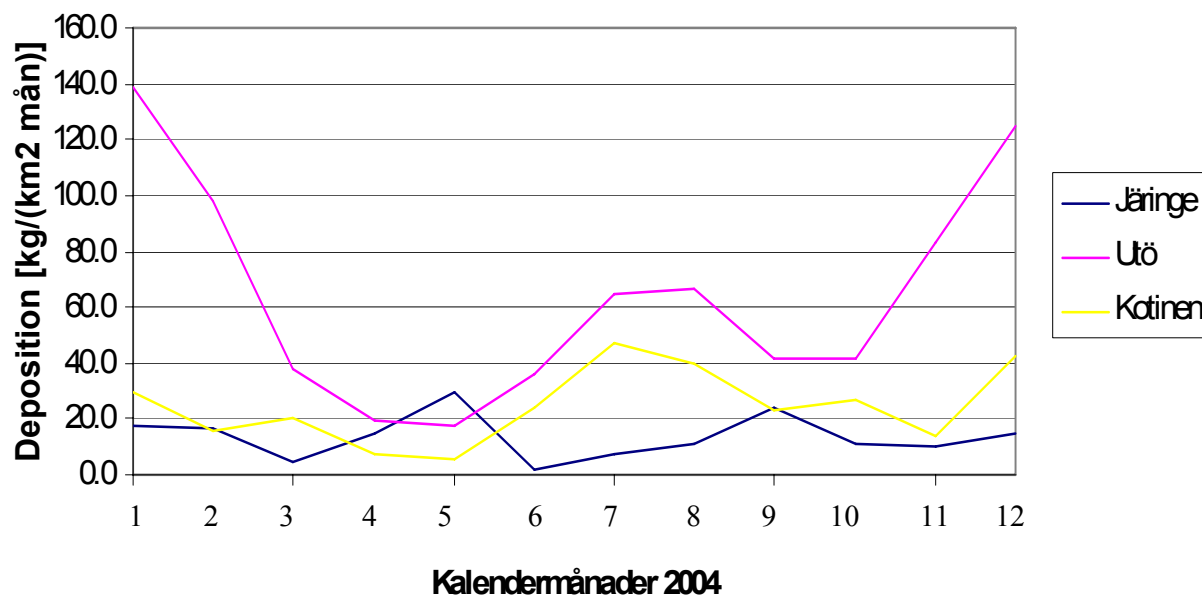
En översikt av den sammantagna tillförseln till hela modelldomänen från dessa källor presenteras i Tabell 3.



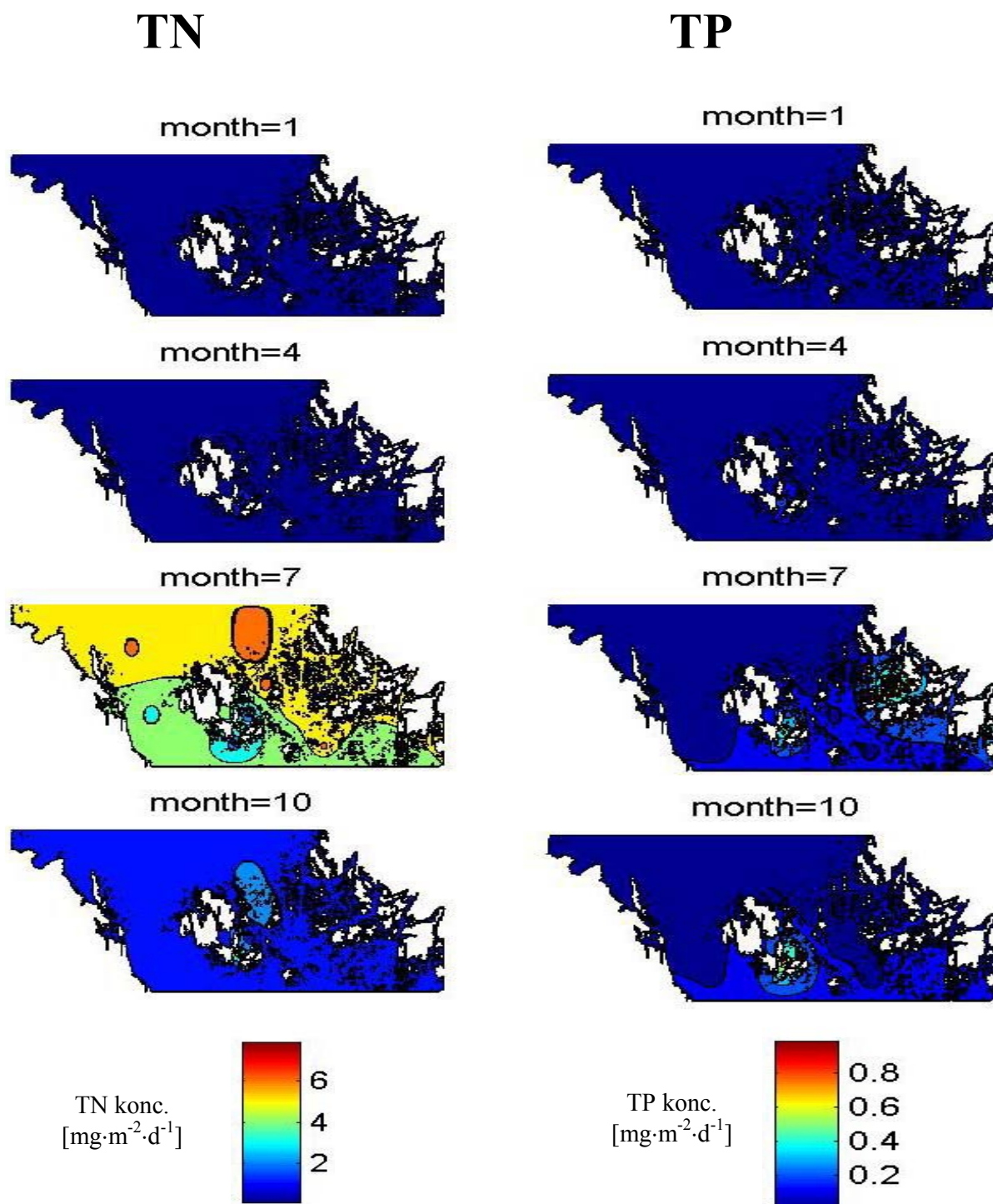
Figur 11. a) Den diffusa avrinning runt omkring och inuti Åland. För dessa områden har avrinningen till de inre skärgårdarna inklusive Lumparn av anförda skäl överförts till kategorien Åar (RIV) och redovisas i Tabell 1. Deras diffusa utsläppspunkter motsvarar de gridceller som har strandkontakt inom respektive kustzon. Områdesindelning enligt färgskalan. b) Vattenområden som inte tilldelats någon av de åtta diffusa sektorerna är mörkblå, medan de ljusare blå färgerna motsvarar diffus avrinning från den inre skärgården närmast det finska fastlandet respektive mellanskärgården enligt färgskalan. För samtliga områden med diffus tillrinning har totalbelastningen uppskattats och denna belastning har fördelats på det antal gridceller som har strandkontakt, se Tabell 2. Antalet sådana gridrutor har av tydlighetsskäl starkt grafiskt överdrivits i figuren.

Tabell 2. Antalet gridceller som ingår i de olika områdenas uppdelning i diffus tillrinning. Områdena visas grafiskt i Fig. 11 och numreringen är enligt samma figur.

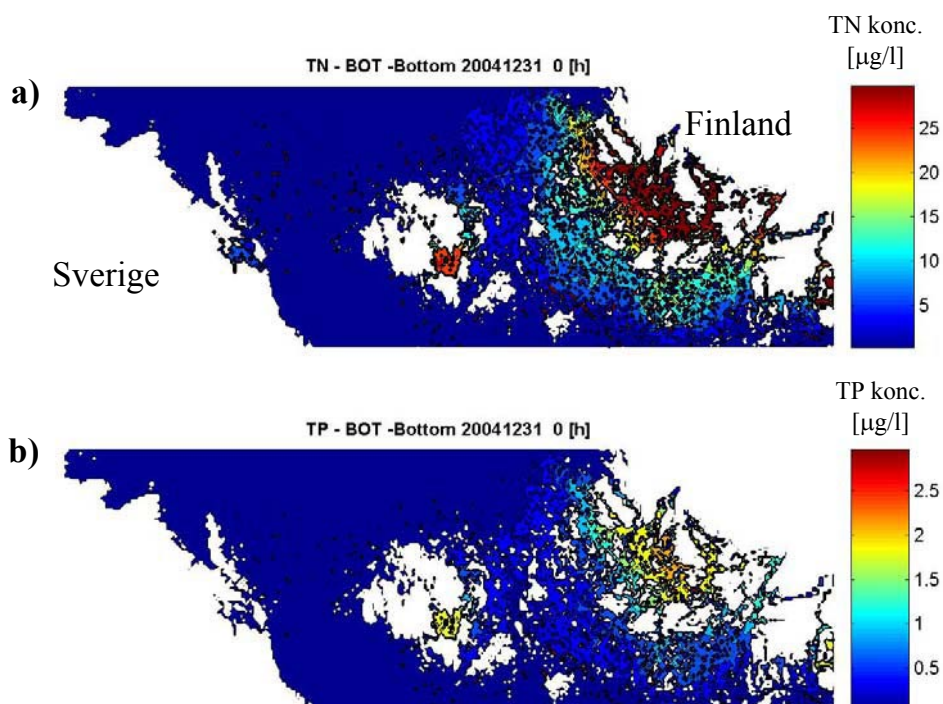
1	‘Mellanområdet’	1590
2	Skärgårdsöarna	4888
3	Norra Lumparn	4
4	Södra Lumparn	4
5	NV inre skärgården	4
6	SV Ålands kustomr.	670
7	NÖ Ålands kustomr.	1021
8	Östra mellanskärgårdsomr	2080



Figur 12. Månadsmedelvärden för de tre stationerna avseende luftdeponerat kväve. Järinge ligger i norra Uppland på svenska fastlandet, Kotinen på det finska och Utö approximativt mittemellan dessa två stationer. Den luftdeponerade belastningen av TN har interpolerats i longitudinell led mellan stationerna.



Figur 13. Resultat av inter- and extrapolationsförfarande (genom 2D Laplaciansk överrelaxationsmetod) för att överföra punktinformationen från de 13 ursprungliga datapunkterna till att helt täcka utläckaget av närsalter från bottnarna under 7,5 m över hela modelldomänen. De bottnar som föreligger ovanför denna nivå kan för majoriteten av öppna områden förutsättas vara syresatta. Urvalet har begränsats till att visa fyra månader under simuleringsåret 2004. Den vänstra kolumnen av diagram avser utläckning av TN inbegripet färgskalan, den högra TP. januari: month=1, april: month=4, juli: month=7 och oktober: month=10.



Figur 14. Närsaltsläckaget ($\mu\text{g/l}$) från bottenarna och därmed förorsakade koncentrationer av a) TN och b) TP i bottenlagret vid slutet av simuleringsperioden d.v.s. helåret 2004.

Tabell 3. Andelar a) TN och b) TP i procent från de olika belastningskategorierna uppdelat på månader. Den totala belastningen (t/d) framgår av den understa raden.

a)		månad												Medel%
Belastningskategori, %		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
RIV (älvar, floder, åar)		37.8	36.9	55.1	58.8	21.4	10.1	17.7	14.6	18.2	30.7	29.7	34.4	30.5
FIF (fiskodlingar)		0.3	0.4	0.4	0.2	0.9	0.6	1.7	2.0	2.5	1.8	0.5	0.3	1.0
IND (industrier)		0.7	1.0	1.2	0.6	0.8	0.6	0.5	0.5	0.7	0.9	0.7	0.6	0.7
STP (reningsverk)		3.5	4.5	6.0	3.0	2.6	1.7	1.5	1.6	2.3	2.4	2.6	2.8	2.9
DIF (diffus tillrinning)		5.6	6.6	10.8	20.2	2.5	1.6	7.4	4.9	6.7	6.9	9.2	10.7	7.8
AIR (luftdeposition)		51.9	50.2	22.9	9.5	14.9	10.5	15.6	19.2	19.9	21.8	32.5	35.2	25.4
BOT (utläckage botten)		0.1	0.4	3.6	7.6	56.8	74.8	55.6	57.2	49.8	35.5	24.9	16.1	31.9
Summa (%)		100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
TN-belastn. (t/d)		98.9	74.2	61.5	112.0	94.2	123.2	156.2	135.6	105.8	80.1	94.0	131.4	

b)		månad												Medel%
Belastningskategori, %		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
RIV		66.3	60.4	58.0	64.1	26.7	22.1	39.3	37.3	33.9	32.4	44.2	46.2	44.2
FIF		3.2	4.3	2.4	0.8	3.9	3.8	7.0	7.7	9.9	6.4	1.6	1.3	4.4
IND		6.0	7.2	4.5	1.5	2.6	2.5	1.3	1.5	2.0	2.3	1.8	1.5	2.9
STP		6.0	7.9	7.9	2.5	1.7	1.4	1.7	1.4	1.5	1.4	1.6	2.6	3.1
DIF		15.2	14.5	14.0	18.0	3.2	2.6	14.2	13.6	10.1	10.2	12.8	16.2	12.1
BOT		3.4	5.7	13.1	13.1	61.8	67.6	36.4	38.5	42.5	47.3	38.0	32.2	33.3
Summa (%)		100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
TP-belastn. (t/d)		0.99	0.82	1.32	4.25	2.65	2.51	4.66	4.20	3.28	2.66	3.41	4.09	

5.2.3 Resultat

Den direkta jämförelsen för t.ex. januari månad 2004 rörande saliniteten utmed den norra randen framgår av Fig. 15, och indikerar vissa skillnader mellan mätdata och simulerade salinitetsprofiler, vilka dock i samtliga fall håller sig inom de uppskattade osäkerhetsområdena för rums- och tidsvariationerna, angivna som standardavvikelser för simulerade data.

Eftersom de fysikaliska modellparametrarna har en direkt inverkan på omsättningen av närsalter, har egna mätningar av salinitet, temperatur samt strömkomponenter i kardinalriktningarna utförts inom projekt "Basundersökningar på Åland samt i Stockholms och Åbolands skärgårdar" under tre perioder. De två första av dessa inföll under 2004; sommaren (040706-040823) och hösten (041016-041025). En tredje valideringsperiod skulle ha genomförts under islagd tid under vårvintern 2005, men uteblev p.g.a. dålig isvinter. Den sista mätperioden föll på försommaren 2005 (050427-050615). Mätningarna fördelades på fyra stationer benämnda B-E (Fig. 16). Merparten av dessa valideringsdiagram har tidigare presenterats som konferensbidrag i posterform av Engqvist et al. (2005). Alla mätresultat presenteras i Appendix 1.

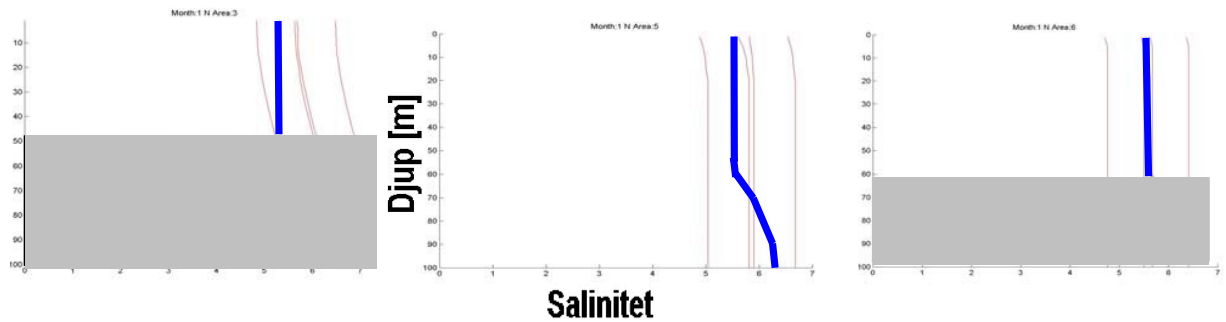
De följande statistiska analyserna är enkla och rättframma. Analyserna bygger på att korrelationskoefficienter och regressionslinjer beräknas vilket företrädesvis görs med hjälp av programpaketet Matlabs inbyggda funktioner. Detta har utförts för olika uppdelningar av det underlag av datapar bestående av de tillgängliga mätvärden (t.ex. närsaltskoncentrationer) parade med tids- och rumsmässigt motsvarande modellerade värden. Ingen som helst subjektiv selektion av data har förekommit. Det finns naturligtvis möjlighet att senare raffinera denna första analys med mer sofistikerade statistiska metoder.

5.2.3.1 Direktjämförelse av tidsserier

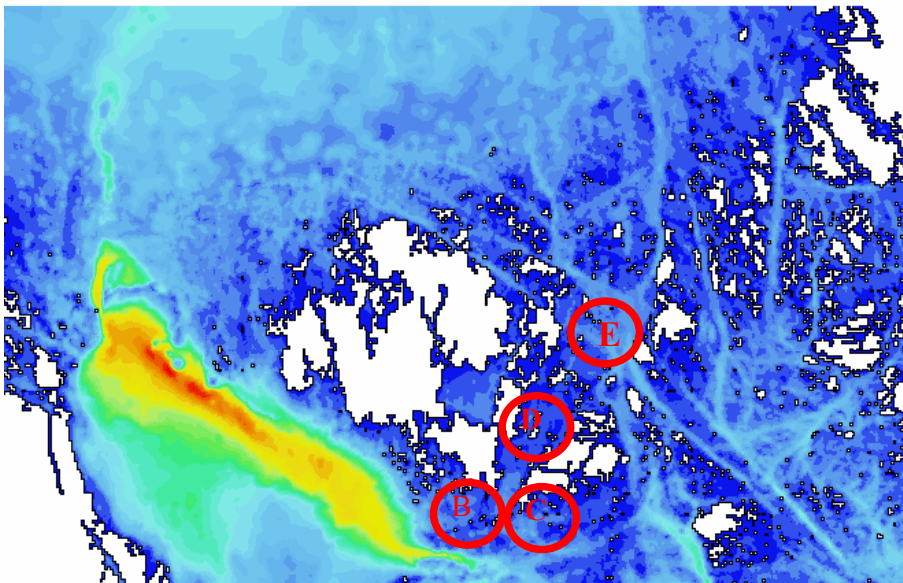
I Fig. 17 visas en direkt jämförelse mellan modelldata och mätdata med timmesvis tidsupplösning för respektive salinitet, temperatur, samt strömkomponenter i öst/västlig samt nord/sydlig riktning. För saliniteten (Fig. 17a) är avvikelserna mellan mätvärden och simulerade dito av samma storlek som den indikerade osäkerheten mellan de olika mätningarna på samma mätstation. Detta kan utläsas av att den uppmätta saliniteten under hela mätperioden indikerar instabil skiktning under lång tid, vilket tillstånd inte kan existera annat än under transienta tidsförlopp. En mer sannolik förklaring är att instrumenthanteringen har brustit avseende absolutkalibrering. Nedgången i salinitet under period 1 för station D är sannolikt även betingad av påväxt på sensorerna.

Ur modellsynpunkt är ytvattentemperaturerna i hög grad bestämda av den atmosfäriska drivningen och följer därmed i stort säsongsvariationerna, vilket också visas av Fig. 17b. Överensstämmelsen är påfallande god mellan mät- och simulerade data med undantag av period 1 för station E då det undre instrumentet uppvisar tydliga självsvängningar.

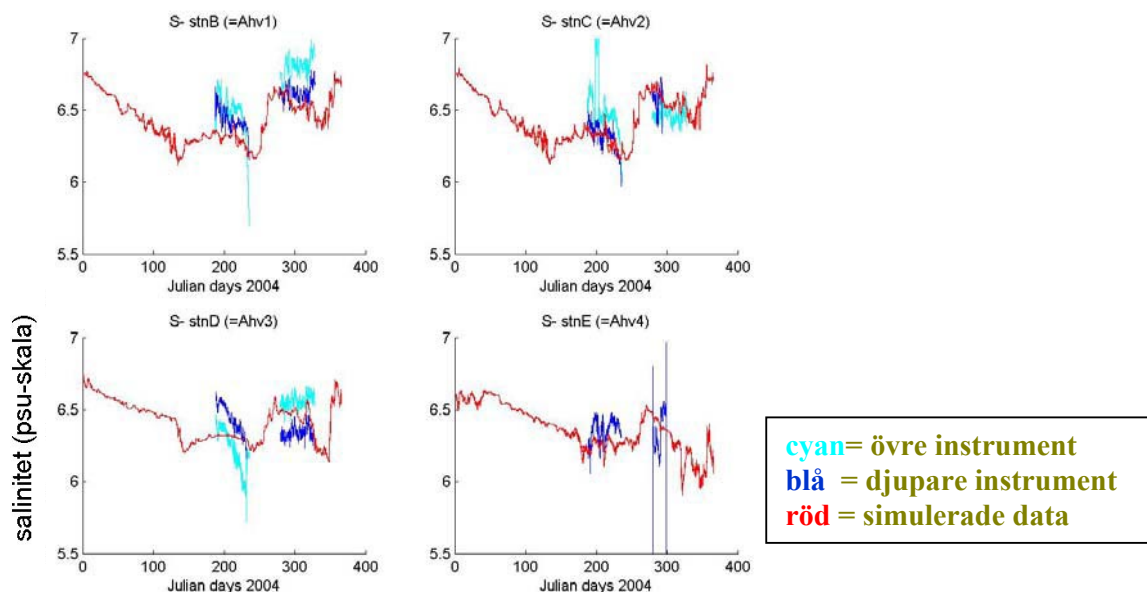
Avseende en motsvarande direkt jämförelse mellan de vinkelräta strömkomponentsriktningarna (Fig. 17c och 17d) kan endast konstateras att den högfrekventa variationen försvårar en ockulär tolkning. Resultaten presenterade i denna form är något svårtolkade och får stå tillbaka för de korrelationsanalyser som presenteras för samma data i korrelationsdiagrammen Fig. 18. Motsvarande korrelationskoefficienter har sammanställts även i Tabell 4.



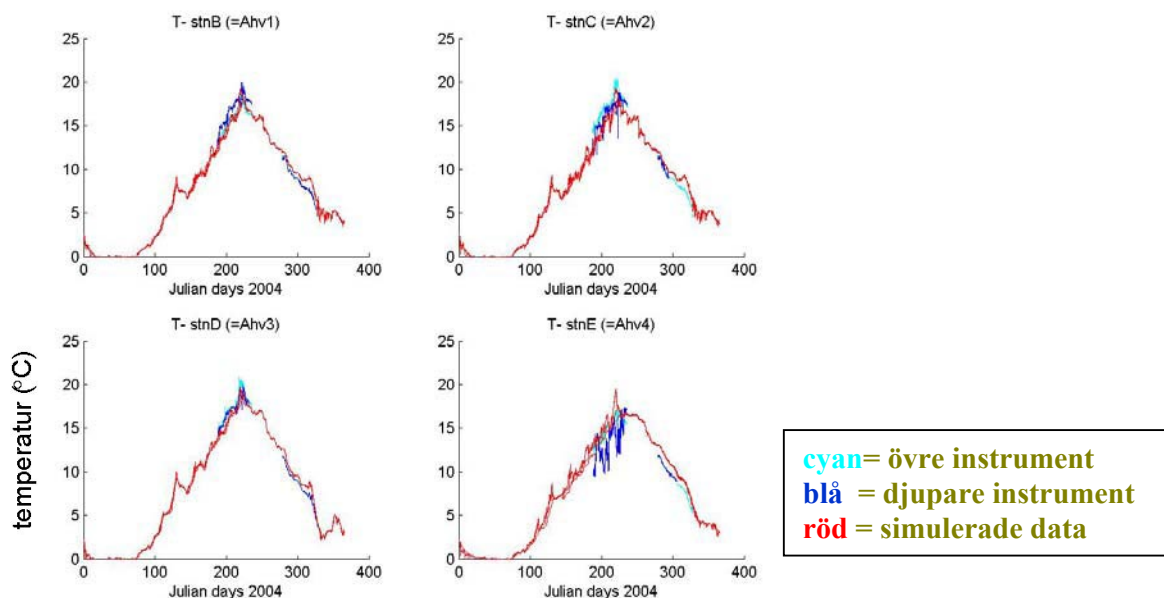
Figur 15. Jämförelse mellan uppmätta (blå) och modellerade (röda) salinitetsprofiler. Den horisontella axeln motsvarar salinitet angivet i psu-skalan och den vertikala axeln 0-100 m djup under vattenytan i samtliga deldiagram för tre representativa sektioner utmed den norra modell-randen under januari 2004. Mätningarna är utförda vid varierande kalenderdagar under denna januari månad och på varierande positioner inom den av de sju delareaor som har angivits i Fig. 6. Därför har två olika osäkerhetsintervall indikerats för att relatera mätningarna till tids- och rumsvarabiliteten. De inre paren av rödmarkerade profiler motsvarar ± 1 standardavvikelse i rumsligt hänseende d.v.s inkluderade de tre gridceller som för Östersjömodellen faller inom den aktuella randsektionen. De yttre paren motsvarar ± 1 standardavvikelse för samtliga simulerade värden inom den aktuella månaden som centercellen för den aktuella sektionen uppvisar. Eftersom den aktuella mätplatsen jämförs med ett griddat medeldjup kan mätprofilerna vara djupare än de simulerade djupen. Datapar som av denna anledning måste undantas från jämförelsen har därför överskuggats.



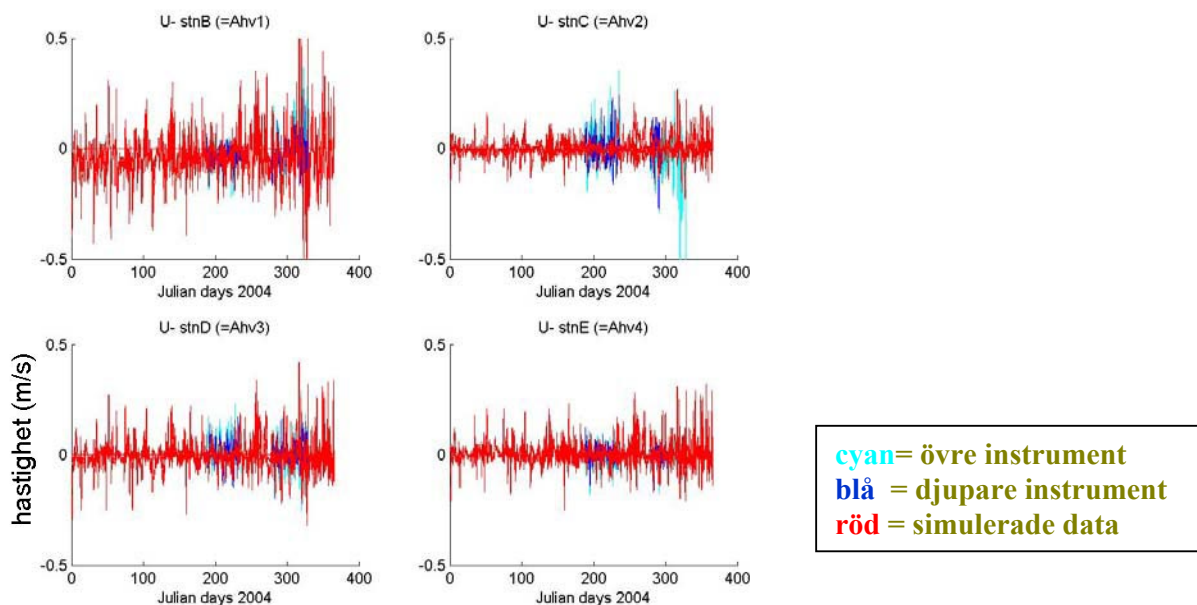
Figur 16. Positioner för de fyra mätstationerna (markerade med centrum för de röda cirkarna) B t.o.m. E där valideringsdata uppmäts inom BEVIS-projektets regi. Den station för vilken den bästa överensstämmelsen mellan modellens upplösning och verkliga geografiska förhållanden är *a priori* station E, belägen i det öppna Delet-området. På denna plats utfördes även parallella strömmätningar. För de övriga stationer kan påverkan befaras av topografiska strukturer som inte modellen upplöser.



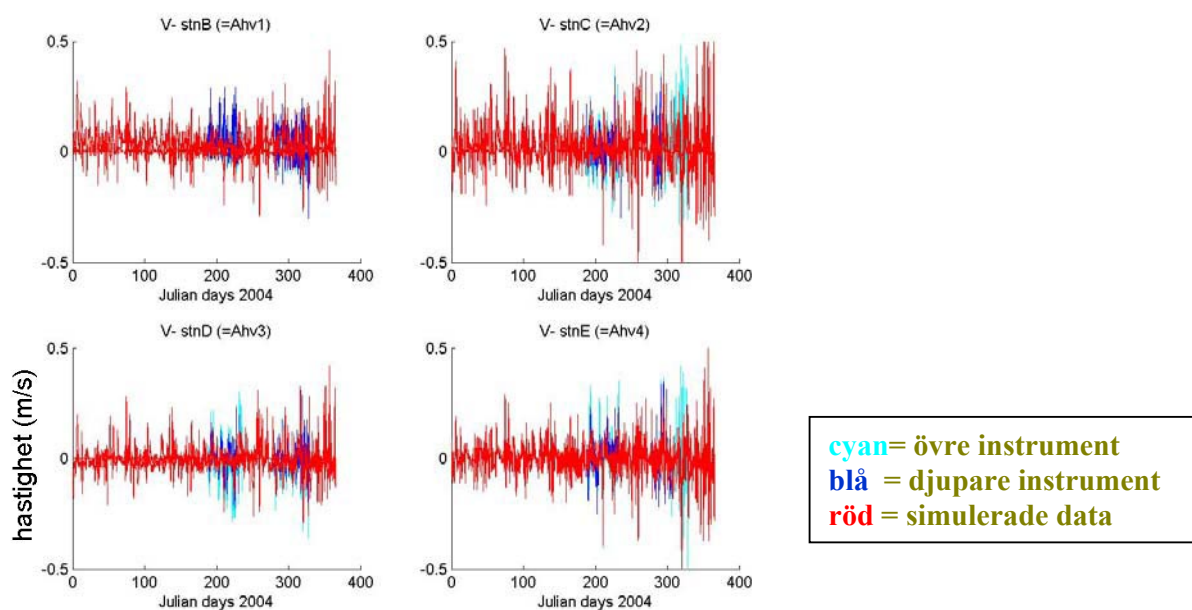
Figur 17. a) Evaluering av salinitetsmätningar på de fyra stationerna B-E. För några av mät-tillfällena indikeras instabil skiktning med högre salthalt (vid approximativt jämförbara tem-peraturer) för de övre instrumenten. Den rimligaste tolkningen är att absolutkalibreringen brustit. Nedgången i salinitet under period 1 för station D är sannolikt även påverkad av påväxt.



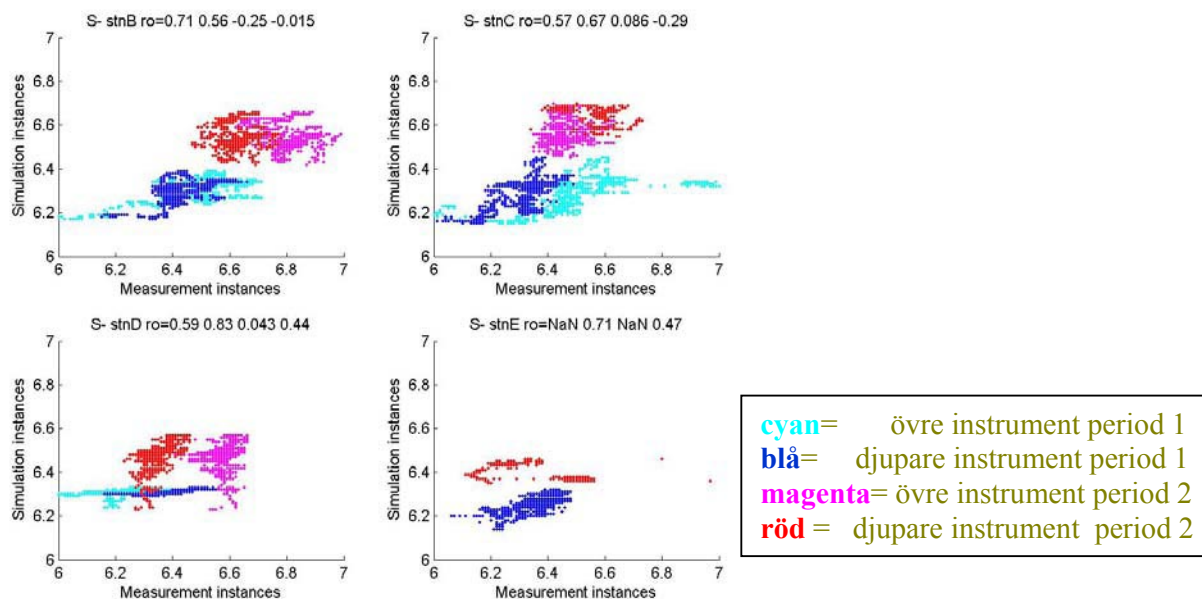
Figur 17. b) Evaluering av temperaturmätningar på de fyra stationerna B-E.



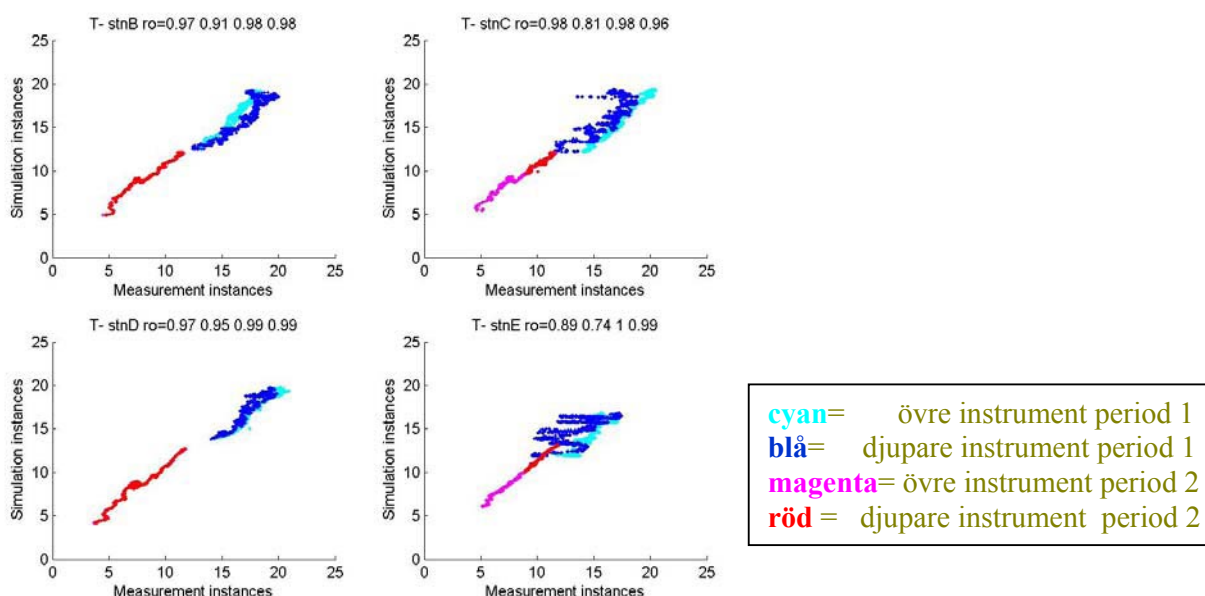
Figur 17. c) Evaluering av den öst/västliga-strömkomponenten på de fyra stationerna B-E.



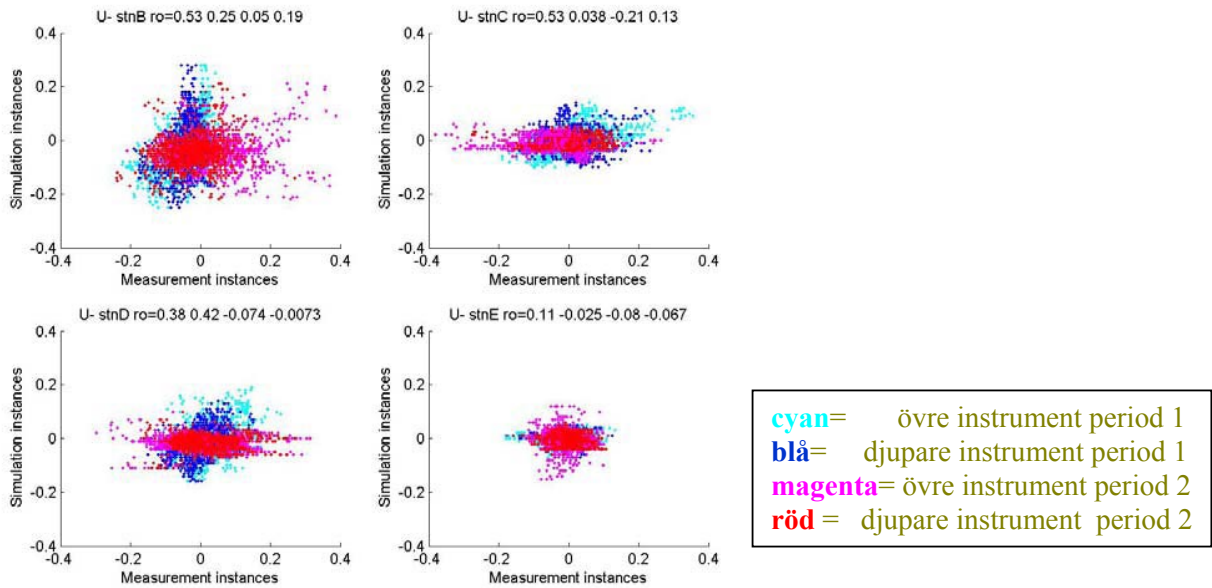
Figur 17. d) Evaluering av den nord/sydliga-strömkomponenten på de fyra stationerna B-E. Mätperioderna för alla evalueringar infaller under sommaren (040706-040823) och hösten (041016-041025).



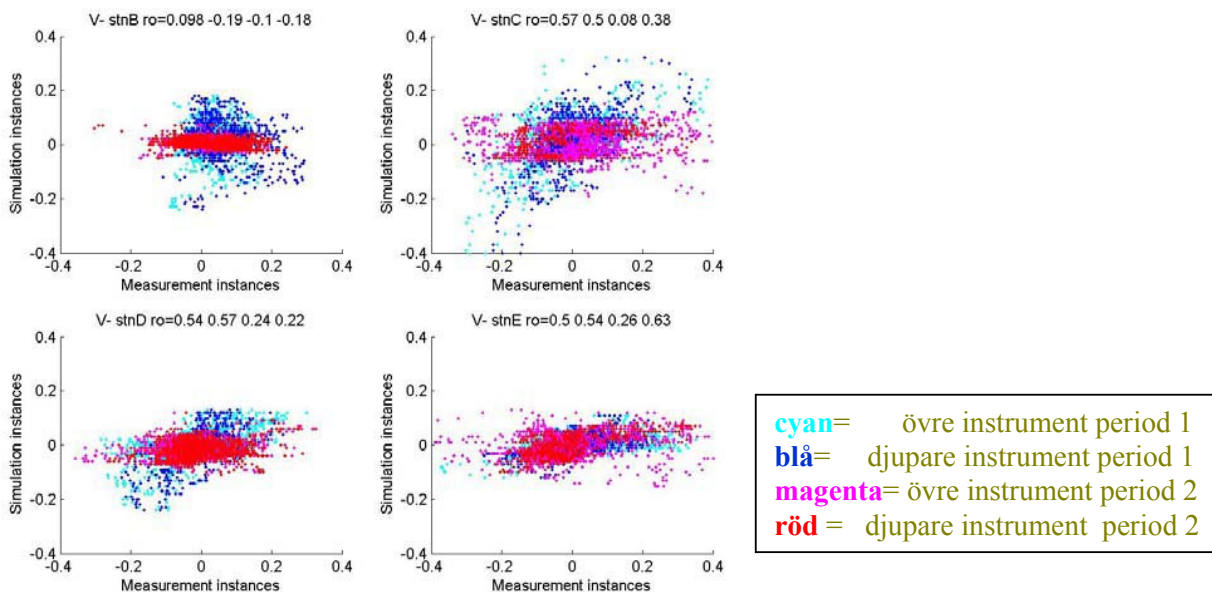
Figur 18. a) Korrelationsdiagram mellan uppmätt (den horisontella axeln) och simulerad salinitet (psu-skala, (den lodräta axeln) för de olika stationerna, instrumentdjupen samt valideringsperioderna. Korrelationskoefficienterna har angivits på den övre raden i den ordning som färgskalan anger. Dessa värden sammanfattas i Tabell 4. För station E saknas data för två mätserier p.g.a instrumentfel.



Figur 18. b) Korrelationsdiagram mellan uppmätt (den horisontella axeln) och simulerad (den lodräta axeln) temperatur ($^{\circ}\text{C}$) för de olika stationerna, instrumentdjupen samt valideringsperioderna. Korrelationskoefficienterna har angivits på den övre raden i den ordning som färgskalan anger. Dessa värden sammanfattas i Tabell 4. Tendenser till självsvängning framgår tydligt för flera av instrumenten, men är speciellt tydligt för det djupare placerade instrumentet vid station E under period 1. I övrigt finns inga anmärkningsvärda avvikelser, vilket även indikeras av höga korrelationskoefficienter.



Figur 18. c) Korrelationsdiagram mellan uppmätta (den horisontella axeln) och simulerade (den lodräta axeln) öst/västliga-strömkomponenter för de olika stationerna, instrumentdjupen samt valideringsperioderna. Korrelationskoefficienterna är anmärkningsvärt låga eller negativa med undantag för de övre instrumenten under den första perioden. Dessa värden har angivits på den övre raden i den ordning som färgskalan anger och sammanfattas i Tabell 4.



Figur 18. d) Korrelationsdiagram mellan uppmätta (den horisontella axeln) och simulerade (den lodräta axeln) nord/sydliga-strömkomponenter för de olika stationerna, instrumentdjupen samt valideringsperioderna. Korrelationskoefficienterna är anmärkningsvärt låga eller negativa framför allt undantagandes de för station E och för period 1 för stationerna C och D. Dessa värden har angivits på den övre raden i den ordning som färgskalan anger och sammanfattas i Tabell 4.

Tabell 4. Sammanställning av de erhållna korrelationskoefficienterna vid jämförelse av simulerade och uppmätta oceanografiska data för båda valideringsperioderna 1 och 2 för de fyra mätstationerna B-E. De instrument som utplacerats närmare ytan (botten) anges som övre (undre). För den station som bedöms som adekvat upplöst av modell-batymetrin blir också de funna korrelationerna acceptabelt höga även för strömmens N/S-komponent.

	Station	Period 1		Period 2	
		övre	undre	övre	undre
Salinitet	B	0.71	0.56	-0.25	-0.02
	C	0.57	0.67	0.09	-0.29
	D	0.59	0.83	0.04	0.44
	E	-	0.71	-	0.47
Temperatur	B	0.97	0.91	0.98	0.98
	C	0.98	0.81	0.98	0.96
	D	0.97	0.95	0.99	0.99
	E	0.89	0.74	1.00	0.99
Ö/V-komponent	B	0.53	0.25	0.05	0.19
	C	0.53	0.04	-0.21	0.00
	D	0.38	0.42	-0.07	-0.01
	E	0.11	-0.03	-0.08	0.00
N/S-komponent	B	0.10	-0.19	-0.10	-0.18
	C	0.57	0.50	0.08	0.38
	D	0.54	0.57	0.24	0.22
	E	0.50	0.54	0.26	0.63

5.2.3.2 Korrelationsanalys

Salinitetskorrelationskoefficienterna (Fig. 18a) förefaller hamna på tillfredsställande nivåer för den första mätperioden för samtliga stationer, men en betydligt sämre korrelation erhålls för den andra perioden för de två sydligaste stationerna. För dessa hamnar i gengäld punktsvärmen närmare omkring den diagonal som motsvarar ett idealt beroende mellan de oberoende och beroende mätningarna. Ett sådant idealt förhållande föreligger approximativt för temperaturdiagrammen i Fig. 18b, bortsett från de tecken på självsvängning som instrumenten på stationerna C och E uppvisar.

Korrelationskoefficienterna för den öst/västliga strömkomponenterna i Fig. 18c är genomgående undermåliga med undantag för period 1 och markant bättre för det övre (ytligare) instrumentet. För motsvarande nord/sydliga komponenter (Fig. 18d) utgör station E undantaget som uppvisar genomgående relativt höga positiva korrelationer, av storleksordningen 0,5, även om de simulerade strömmarna är mattade i förhållande till de uppmätta. Detta resultat överensstämmer i hög grad med att denna station är den som Arx-modellen *a priori* bäst upplöser batymetrin för.

I Fig. 19 illustreras problematiken med att validera strömmätningar genom att dels jämföra mätningar av samma strömkomponenter mellan parallellt mätande instrument på ett avstånd av mindre än 100 m ifrån varandra. Inte ens mätningar av samma komponenter på samma nivå men med olika vertikal upplösning för samma ADCP-instrument (Acoustic Doppler Current Profiler) ger bättre korrelationsnivåer än 0,9, medan för såväl 3 m- som 10 m-nivån blir korrelationskoefficienterna typiskt av storleksordningen 0,2, d.v.s. ca hälften av den motsvarande korrelationsnivån mellan modell och mätningar.

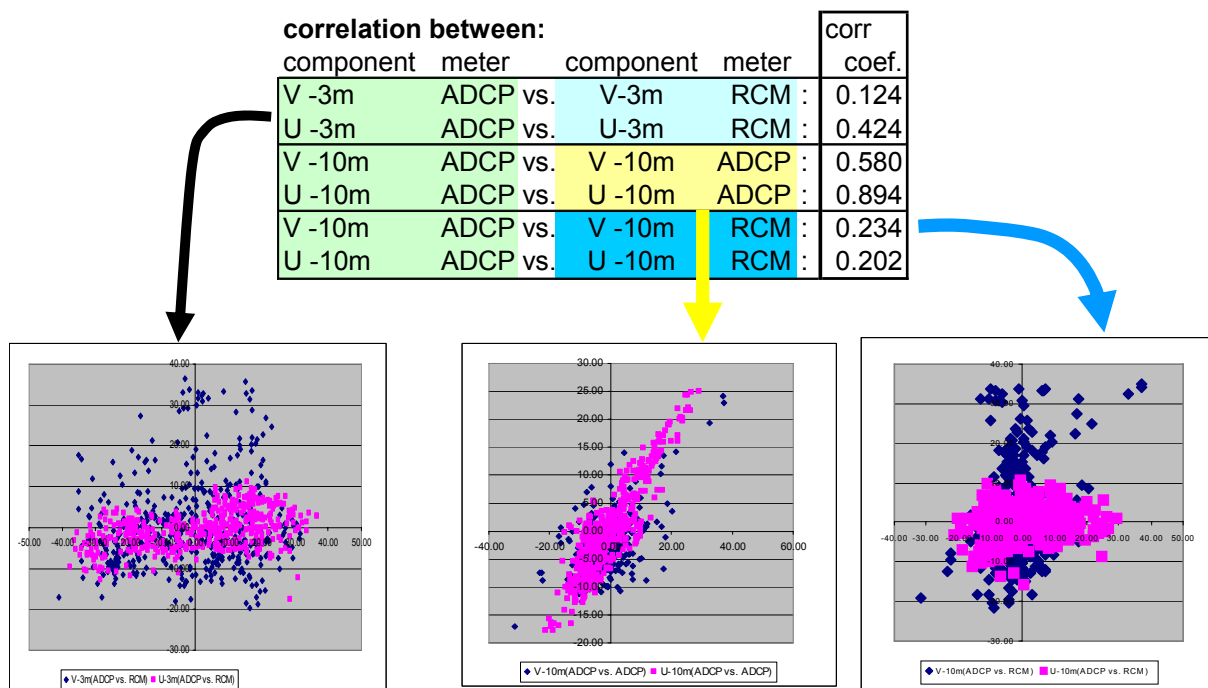
5.2.3.3 Beräkning av närsaltsdata

En jämförelse av de sammanställda mätningarna av TN och TP är relativt svår att göra. Eftersom modellen representerar ett medeldjup över en 463×463 m stor yta kan mätningarna hamna t.ex. på ett större djup än vad som finns representerat i modellen. Skall man då jämföra med det djupaste modellvärdet eller förkasta detta jämförelsedatapar? Vidare kan flera mätpunkter hamna inom samma rums- och tidsfönster som simuleringarna, som modellen alltså inte kan upplösa. Skall samtliga dessa ändå tas med eller skall ett representativt mätvärde utkoras? Det bestämdes att det mest rättvisande vore att exkludera samtliga mätpunkter som hamnar utanför modelldomänen, samt att vid multipla kandidaterande mätvärden, välja det som hamnar närmast mitten av gridcellen ur djuphänseende. Oavsett denna hantering av avvikelser mellan modellerad och verklig batymetri, så finns det avsevärt fler mätvärden för TP än för TN så att slutresultatet blir c:a tre gånger fler datapar för TP jämfört med TN.

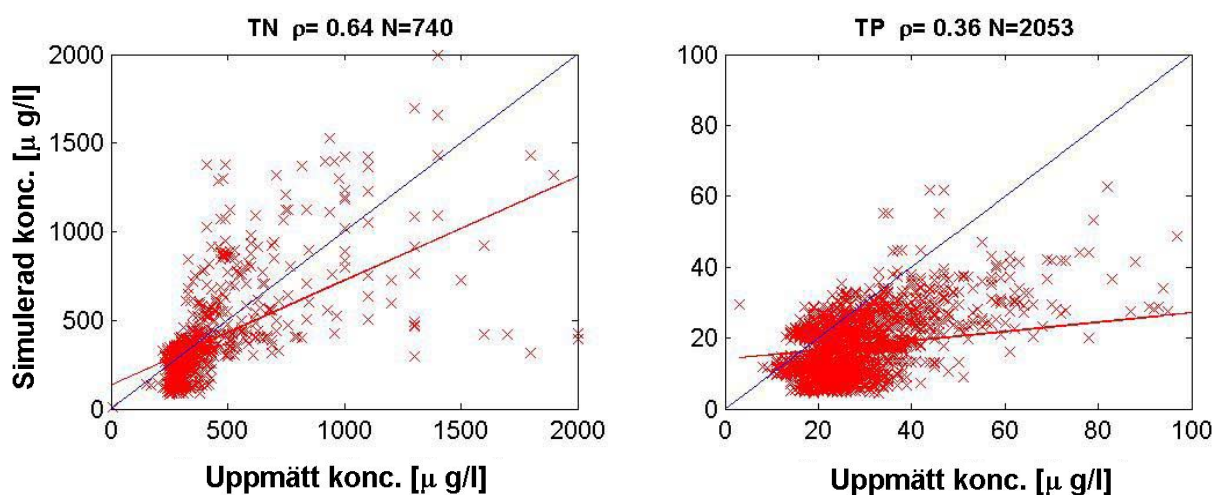
En första jämförelse presenteras i Fig. 20. Det framgår att både TP och TN underskattas av modellen, men att avvikelsen är större för TP än för TN. Detta återspeglas även av regressionslinjerna, som i Fig. 20 avviker avsevärt mer från den ideala lutningen (markerad med blå linje) i högre grad för TP än för TN. I samtliga diagram nedan i vilka jämförelser görs mellan mätningar och simulerade data, har konventionen antagits att den horisontella (x-) axeln motsvarar mätvärden medan den vertikala (y-) axeln simulerade data. En ideal diagonallinje (100 % korrelation) i avvikande färg har lagts in. I efterföljande korrelationsdiagram skulle samtliga datapar hamna på om det förelåg en perfekt överensstämmelse mellan dessa. Så är i sällan fallet utan dataparen hamnar oftare utanför än uppnå denna ideala linje.

För att få en uppfattning om hur sambanden varierar under året, har samma datapar uppdelats med avseende på kalendermånader, vilket presenteras i Fig. 21. För TN innebär denna uppdelning signifikant förhöjda korrelationskoefficientsnivåer som för månaderna mars t.o.m. juni är statistiskt signifikanta (Fig. 21a). Efter april övergår avseende TN en tendens till underskattning till att ge en tillnärmelsevis lika stor tendens till överskattning. Årets sista tertial har för få värden för att kunna dra statistiskt sett säkra slutsatser. TP underskattas under hela året (Fig. 21b).

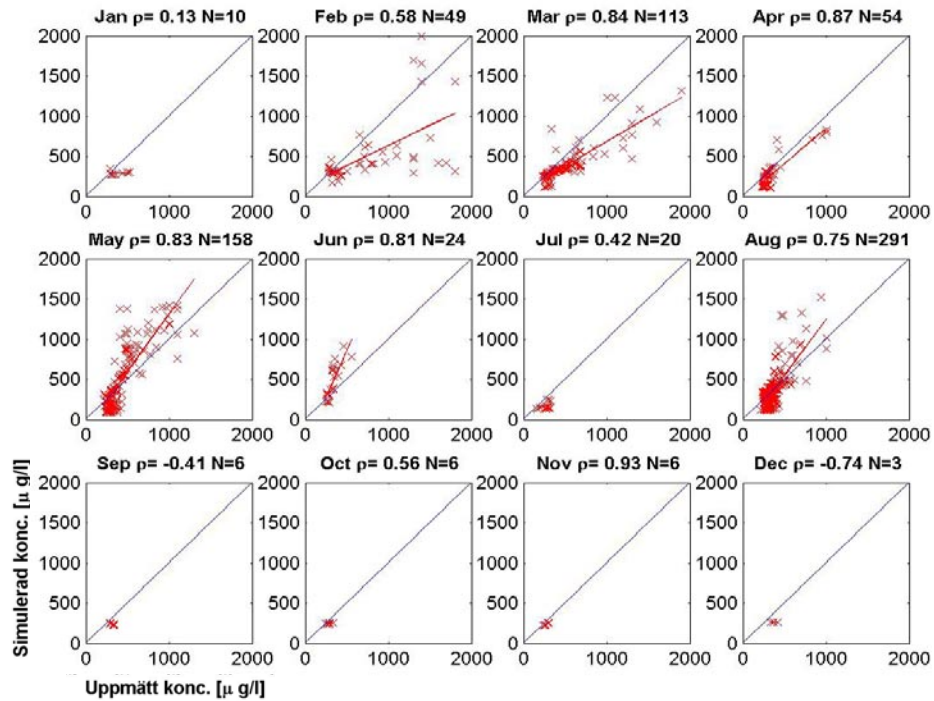
Uppdelning av datamaterialet kan även göras med avseende på djup, vilket åskådliggörs i Fig. 22. Detta ger en förhöjning av korrelationsnivåerna för de två översta lagren för såväl TN som TP, men denna förbättring sker på bekostnad av en försämring för de i mindre omfattning representerade undre lagren. Slutligen har underlaget uppdelats med avseende på position i öst/västlig riktning enligt de sektioner som visas i Fig. 23. I den västligaste sektionen, närmast svenska fastlandet, finns endast en mätpunkt "Norra Randen". Denna stations mätningar har utgjort ryggraden vid rekonstruktion av såväl salinitets- som närsaltsdrivningsdata för den norra randen. På grund av detta har stationen uteslutits från evalueringsdata. Sektionen närmast det svenska fastlandet utgår således från uppdelningen som redovisas i Fig. 24a och 24b för TN respektive TP. En marginell förbättring av TN-korrelationerna kan noteras för sektionerna 2 och 4 rörande TN. Detta motsvaras dock av en avsevärd försämring för TP för sektionerna 2 och 3. Om jämförelsepunkter med mätvärden högre än $1500 \mu\text{g/l}$ för TN och $80 \mu\text{g/l}$ för TP utesluts vid korrelationsberäkningarna, resulterar detta i en märkbar förbättring av såväl korrelationskoefficienterna som regressionslinjens lutning. Detta indikerar att inte minst uppskattningen av korrelationskoefficienterna är känslig för avvikande värden i analysen.



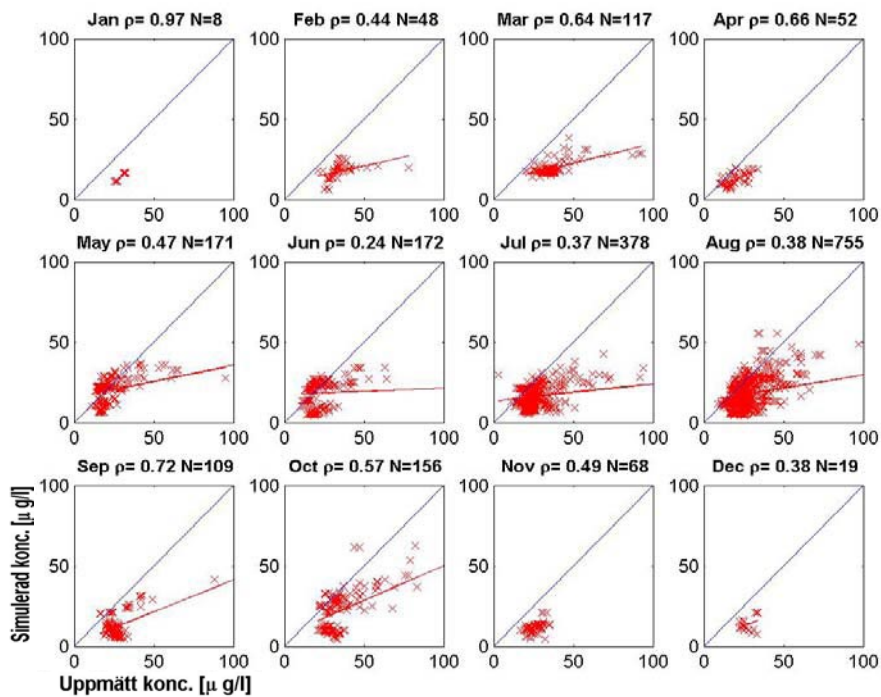
Figur 19. Jämförelse mellan parallella strömmätningar vid station E (Delet). Samtidiga mätningar är utförda under valideringsperiod 1 (040706-040823) med ett "Acoustic Doppler Current Profiler"- (ADCP) instrument och ett reguljärt rotorbaserat strömmätarinstrument jämförs för två olika nivåer (3 m och 10 m). Dessa två instrument är placerade mindre än 100 m från varandra. Strömkomponenterna i öst/västlig riktning noteras med 'U', medan de i nord/sydlig riktning noteras 'V'. Dessa data medger dessutom att jämförelse kan göras mellan ADCP-instrumentets olika angivelser för samma nivå (10 m). Det visar sig att korrelationen på denna förhållandevis öppna mätplats mellan modellerade strömkomponenter och mätningar är större än korrelationen mellan mätningar på platser, som i detta fall ligger mindre än 100 m isär.



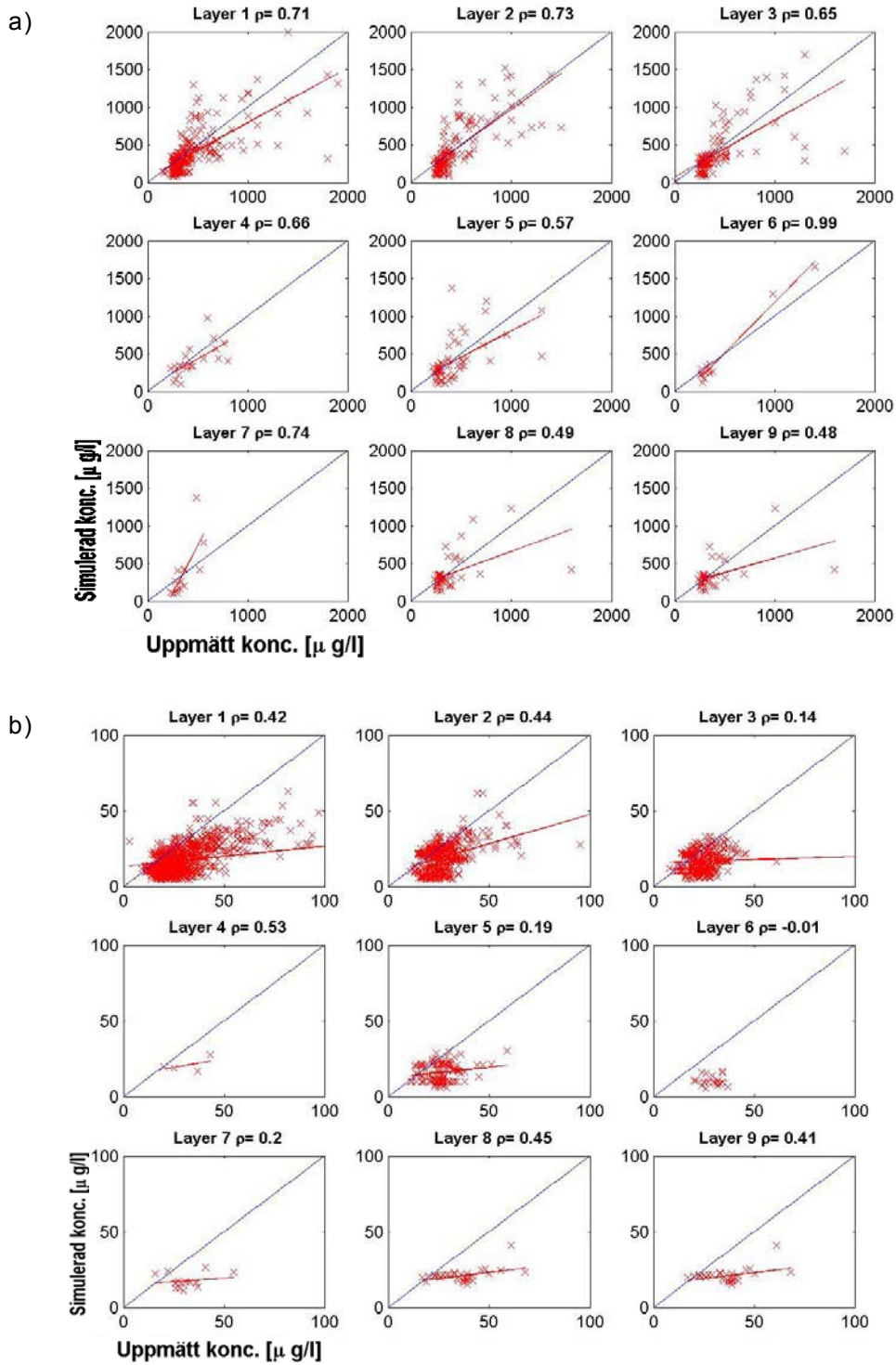
Figur 20. En första jämförelse mellan samtliga par av mätvärden (horisontell axel) och motsvarande simulerade värden (vertikal axel). Den vänstra (högra) delfiguren motsvarar TN (TP). De blå diagonallinjerna representerar den 'ideala' linjen som dataparen skulle hamna på om det förelåg en perfekt överensstämmelse mellan dessa.



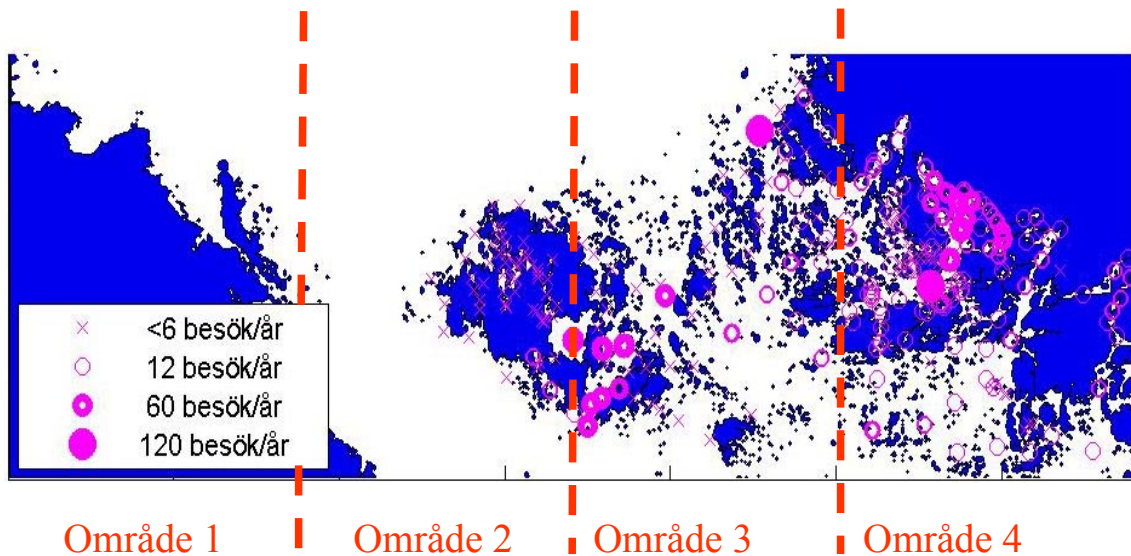
Figur 21. a) Uppdelning av det statistiska dataunderlaget för TN med avseende på kalendermånader.



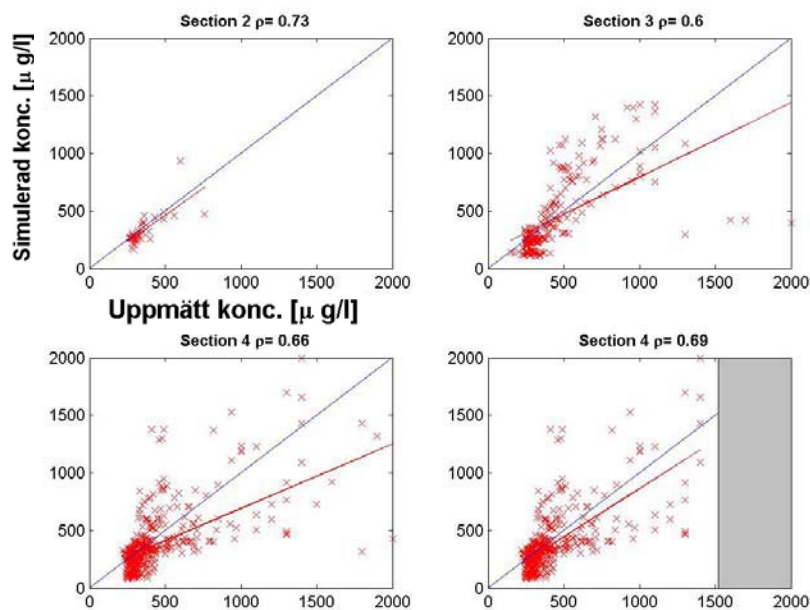
Figur 21. b) Uppdelning av det statistiska dataunderlaget för TP med avseende på kalendermånader.



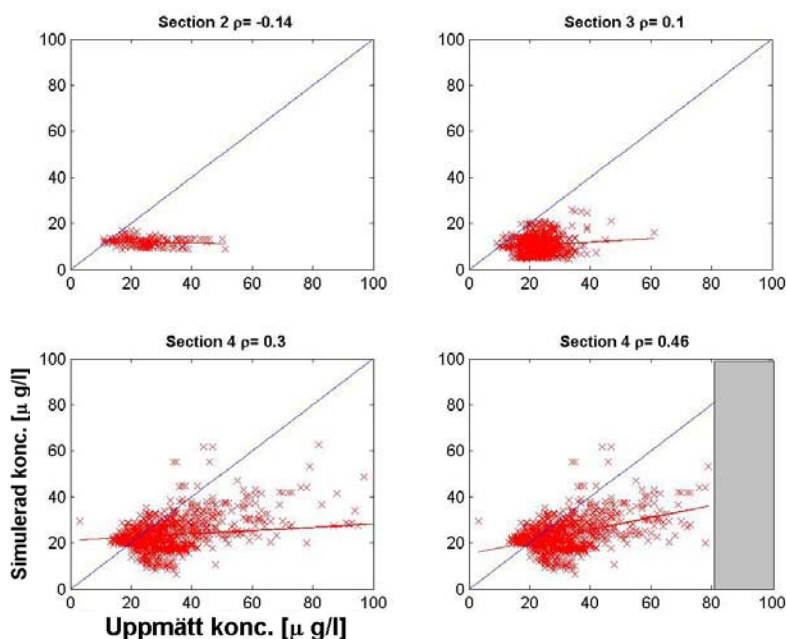
Figur 22. Uppdelning av det statistiska dataunderlaget för a) TN och b) TP med avseende på djup lagertillhörighet.



Figur 23. Indelning av modelldomänen i fyra sektioner i öst/västlig-riktning. De rosa cirk-larna anger mätstationernas geografiska fördelning och mätintensiteten indikeras med stor-leken för cirk-larna. Stationer med färre än sex besök på år har markerats med ett 'x'. På den svenska sidan har mätstationen 'Norra Randen' uteslutits ur utvärderingen.



Figur 24. a) Uppdelning av det statistiska dataunderlaget för TN med avseende på sektions-tillhörighet enligt indelning i Fig. 23. I den nedre högra delfiguren har 'uteliggande' mätvär-den ($>1500 \mu\text{g/l}$) undantagits, vilket ger framför allt en förbättrad lutning för regressionslin-jen.



Figur 24. b) Uppdelning av det statistiska dataunderlaget för TP med avseende på sektionstillhöghet enligt indelning i Fig. 23. I den nedre högra delfiguren har 'uteliggande' mätvärden ($>80 \mu\text{g/l}$) undantagits, vilket ger en något förbättrad lutning för regressionslinjen.

5.2.3.4 Beräkning av scenarier

Beräkningsgrunderna för att konstruera de olika scenarierna utifrån körningarna med de enskilda källkategorierna framgår av Tabell 6 samt kapitel 6.

I Figurerna 25-30 presenteras utfallet för de sex scenarierna 1-7, undantagandes nr 6, som enbart beräknades av SYKE/EIA-konsortiet. Scenario 1 representerar det nominella belastningsfall som rådde 2004 och mot vilket de övriga fallen jämförs. Dessa jämförelser åskådliggörs genom att de relativa procentuella skillnaderna gentemot det nominella scenariot 1 beräknas och presenteras i grafisk form.

För scenario 2 märks de tydligaste förbättringarna i de kustvatten som influeras av vattendragen. För scenario 3 i stort råder *status quo* under hela årscykeln med marginellt förhöjda koncentrationer, vilka dock inte i något fall överstiger upplösningen 2%. För scenario 4 under simuleringsåret penetrerar de reducerade randkoncentrationerna in i modellområdet. För scenario 5 under 2004 sker en marginell (mindre än 2 %) förbättring rörande TN-koncentrationerna; först för ytan och senare för bottenarna. Influensområdet inskränks av påverkan via randen. För scenario 7. Mellan vinter och vår kan endast marginella förbättringar noteras. För ytlagret under juli månad syns en signifikant lokal förbättring (TN-reduktion 2-4 % jämfört med scenario 1) i det inringade området. På de platser där enstaka fiskodlingar befinner sig sker även lokala förbättringar begränsade till den aktuella gridcellen, vilket dock inte förmås att upplösas av grafiken.

5.2.4 Diskussion

5.2.4.1 Validering av oceanografiska data

Den direkta jämförelsen för t.ex. januari månad 2004 rörande saliniteten utmed den norra randen framgår av Fig. 15, och indikerar acceptabla skillnader mellan mätdata och simulerade salinitetsprofiler, vilket visar att åtminstone för denna del av drivningen ger BAX-modellen över Östersjön data med en fullt rimlig överensstämmelse med mätningarna.

Tyvärr förefaller inte samtliga av de oceanografiska mätinstrument som använts varit fullständigt absolutkalibrerade, vilket tillsammans med ordinära mättekniska malfunktioner och t.ex. påverkan av algpåväxt har reducerat mätutfallet. Detta inskränker naturligtvis möjligheterna att påvisa tydliga avvikelser mellan modell och verklighet.

Vad gäller korrelationsanalysen av strömkomponenterna förefaller speciellt för den inre stationen D i Föglöfjärden att vattenutbytet stagnerat p.g.a. att de flacka punktsvärmarna för period 1 i salinitetsdiagrammet i Fig. 18a, vilket tyder på att modellen ger för litet vattenutbyte jämfört med verkliga förhållanden. Detta kunde dock förväntas genom att bottenförhållandena i denna fjärd så tydligt avviker från vad den mesoskaliga gridden förmår upplösa, vilket är motivet för att detta område specialstuderas med en högre upplösning av SYKE/EIA.

Det mest betydelsefulla av de utförda mätningarna är möjligen de jämförelser som görs i Fig. 19, där det framgår att det finns såväl mät- som metodproblem. Mätproblemen består i att på samma mätplats och med samma mätmetod (ADCP-instrument) blir inte korrelationen 100 % utan som bäst mellan 60 och 90 %. För korrelationer mellan två olika typer av strömmätare på samma djup men åtskilda mindre än 100 m blir korrelationsnivån ca 20 % medan korrelationen för N/S-strömkomponenten mellan modell och mätdata enligt Tabell 4 är signifikant högre, approximativt dubbelt så stor, på den djupare mätnivån och jämförbar med den på den grundare nivån.

Sammanfattningsvis kan utfallet av detta valideringsarbete rörande de oceanografiska parametrarna summeras som att mätningarna inte i något avseende kan vid jämförelse anses falsifiera den numeriska modellen utan att de istället åtminstone i någon grad styrker resultaten av densamma.

5.2.4.2 Validering av närsaltsdata

En översikt av hur belastningen från de enskilda källkategorierna korrelerar med mätdata bekräftar förningar om kvaliteten för belastningsdata ges i Tabell 5. Korrelationerna för fiskodlingar (FIF), randvärden (BOR) samt bottenläckage (BOT) ger små eller t.o.m. negativa korrelationer vilket kanske hade kunnat förväntas utifrån den låga datatätheten åtminstone för de två sistnämnda kategorierna. För att ge en högst ur statistisk synpunkt godtycklig men lämplig skiljelinje att diskutera utifrån, har i Tabell 6 de korrelationsnivåer som når över en nivå av 25 % markerats. För TP kommer endast belastningen via vattendrag (RIV) och från reningsverk (STP) över denna lite godtyckligt satta kvalitetsgräns. Förvånande är att industrieffluenterna (IND) avseende TP ger så pass dålig korrelation, eftersom dessa data kunde på förhand bedömas vara av hög kvalitet.

I stort sett genomgående, men tydligast för TP-jämförelserna mellan mät- och simuleringsdata, har regressionslinjens lutning varit lägre än den ideala (med riktningskoefficient lika med ett). Eftersom även mätdata med säkerhet kan anses vara behäftade med ett mätfel kommer detta att uttrycka sig just så att regressionslinjen får en lägre lutning (Anders Grimvall, pers. medd.).

Tabell 5. Översikt av det övergripande utfallet av den statistiska jämförelsen av sammanhörande mät- och simulerade värden. Korrelationsnivåer över 0,25 har markerats med gråfärgade rutor. För förkortningar se Tabell 3.

		TN:			TP:		
		Medelkonc. (µg/l)	St.dev (µg/l)	Korrelations koefficient	Medelkonc. (µg/l)	St.dev (µg/l)	Korrelations koefficient
Mätningar:		437	314	1.00	29.6	23.3	1.00
Simuleringar: Summan av alla							
simulerade källkategorier		394	291	0.64	17.9	8.5	0.36
	INI	151	94	0.46	8.4	5.2	0.22
	BOR	84.6	76	-0.40	5.1	3.4	-0.16
	INI+BOR	235	64	0.20	13.5	4.3	0.14
	RIV	89.6	199	0.56	2.7	5.3	0.33
	FIF	0.88	2	-0.24	0.05	0.6	-0.03
	IND	0.59	2	0.30	0.02	0.6	-0.01
	STP	26.7	74	0.62	0.30	0.9	0.40
	DIF	25.7	41	0.35	0.62	1.1	0.22
	BOT	7.2	7	-0.27	0.80	1.1	0.03
	AIR	7.9	6	0.29	-	-	-
Antal data:		740	740	740	2053	2053	2053

5.2.4.3 Scenarieberäkningar

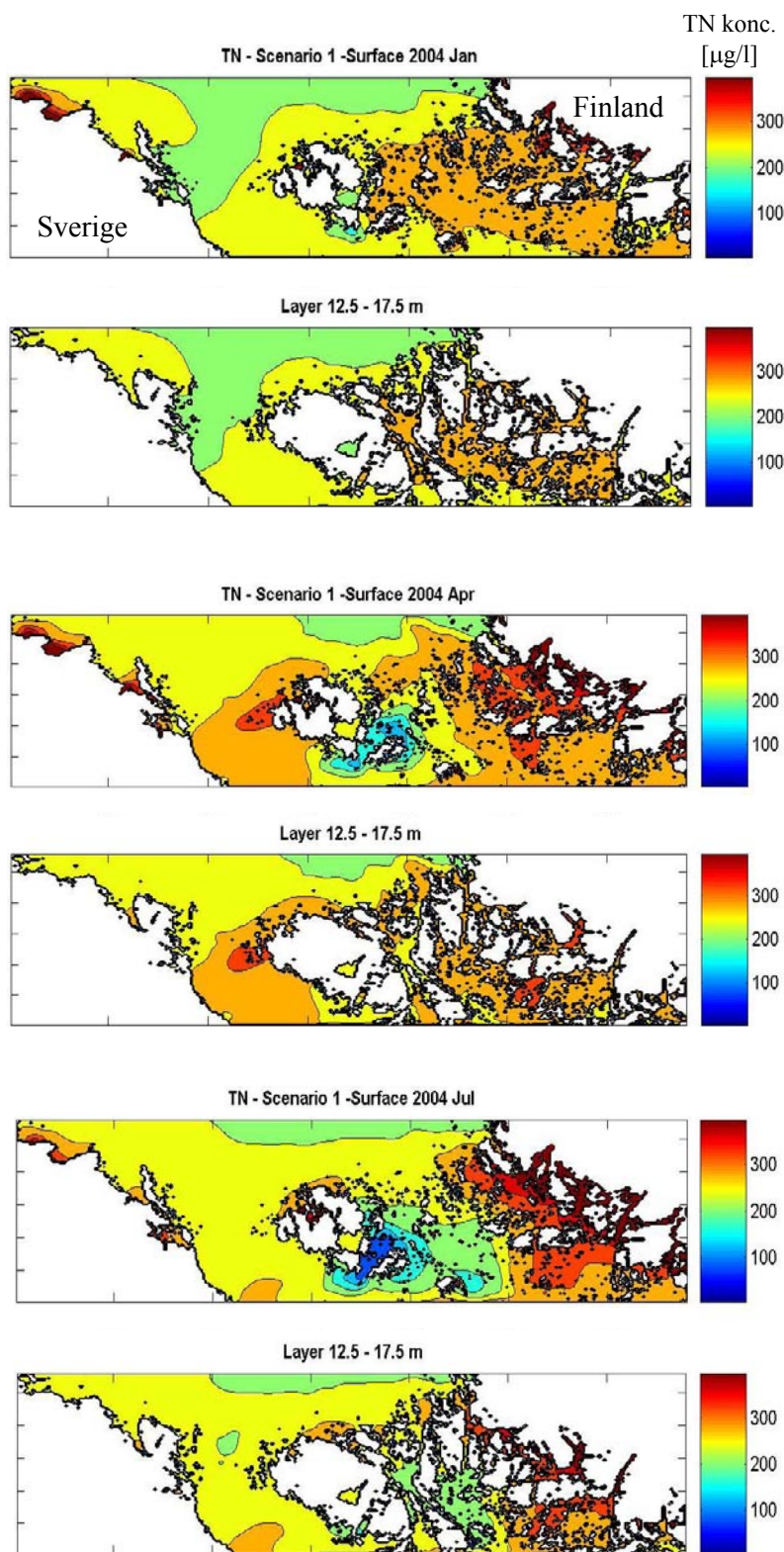
Av scenarieberäkningarna ger endast scenario 4 en tydlig 10 % reduktion av koncentrationerna i stort sett över hela området och på båda två nivåerna som är presenterade grafiskt (Fig. 28). Ett flertal av de övriga scenarierna ger så pass små reduktioner att de knappast upplöses för de stora öppna vattenområdena av de linjära skalor som grafiken tillåter, i detta fall 2 % relativ skillnad i förhållande till det första scenariet. Detta är speciellt tydligt för scenario 3 (Fig 27) där inte ens fronter mellan helt opåverkade och den lägsta klassen (mindre än 2 %) av förändringar kan skönjas.

För övriga scenarier kan dock noterbbara förändringar äga rum lokalt. För scenario 2 kan t.ex. noteras reducerade TN- och TP-koncentrationer för framför allt påverkansområdena för vattendragen (RIV). För scenario 5 kan utläsas att en frontzon mellan opåverkade förhållanden (grön färg) och förbättrade (d.v.s. lägre koncentrationer, men mindre än 2 % reduktion) går genom de öppna vattenområdena samtidigt som reduktioner utöver 2 %-nivån uppträder närmare fastlandskusterna. Scenarie nummer 7 rörande reduktion av fiskodlingsbelastningen specifikt kring Åland, visar tydlig förbättring av vattenkvalitet i närheten av intensivområden för fiskodling (Fig. 8 och 30).

Tabell 6. Belastningskoefficienter för de konstruerade scenarierna angivna relativt den nominella belastningssituation som har gällt för simuleringarna för 2004. Scenario 6 har endast varit avsedd för SYKE/EIA:s simuleringar och ersätts av scenario 7 som endast inbegriper en reduktion av de Åländska fiskodlingarna. För förkortningar se Tabell 3.

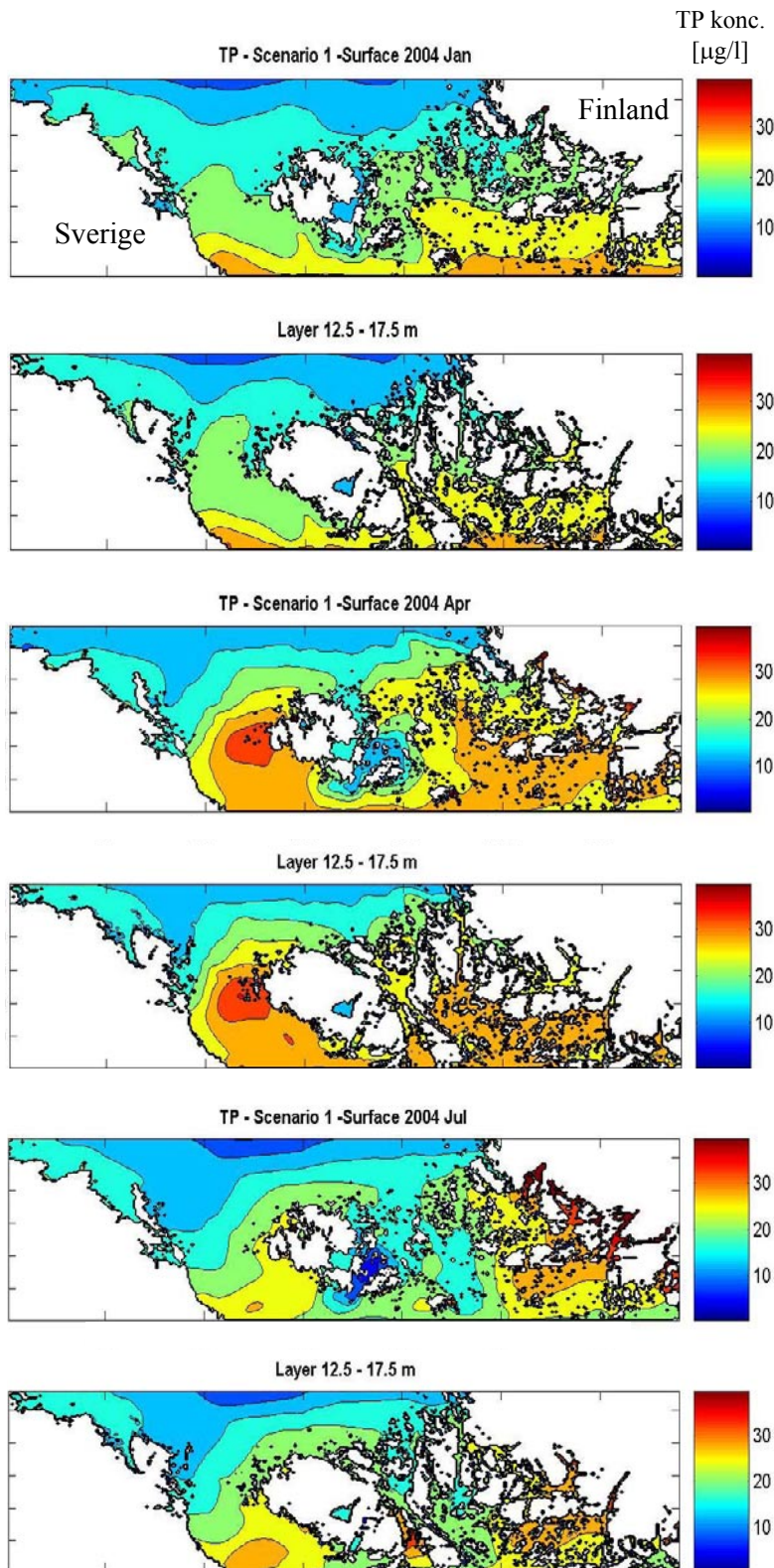
[illegible]

a)

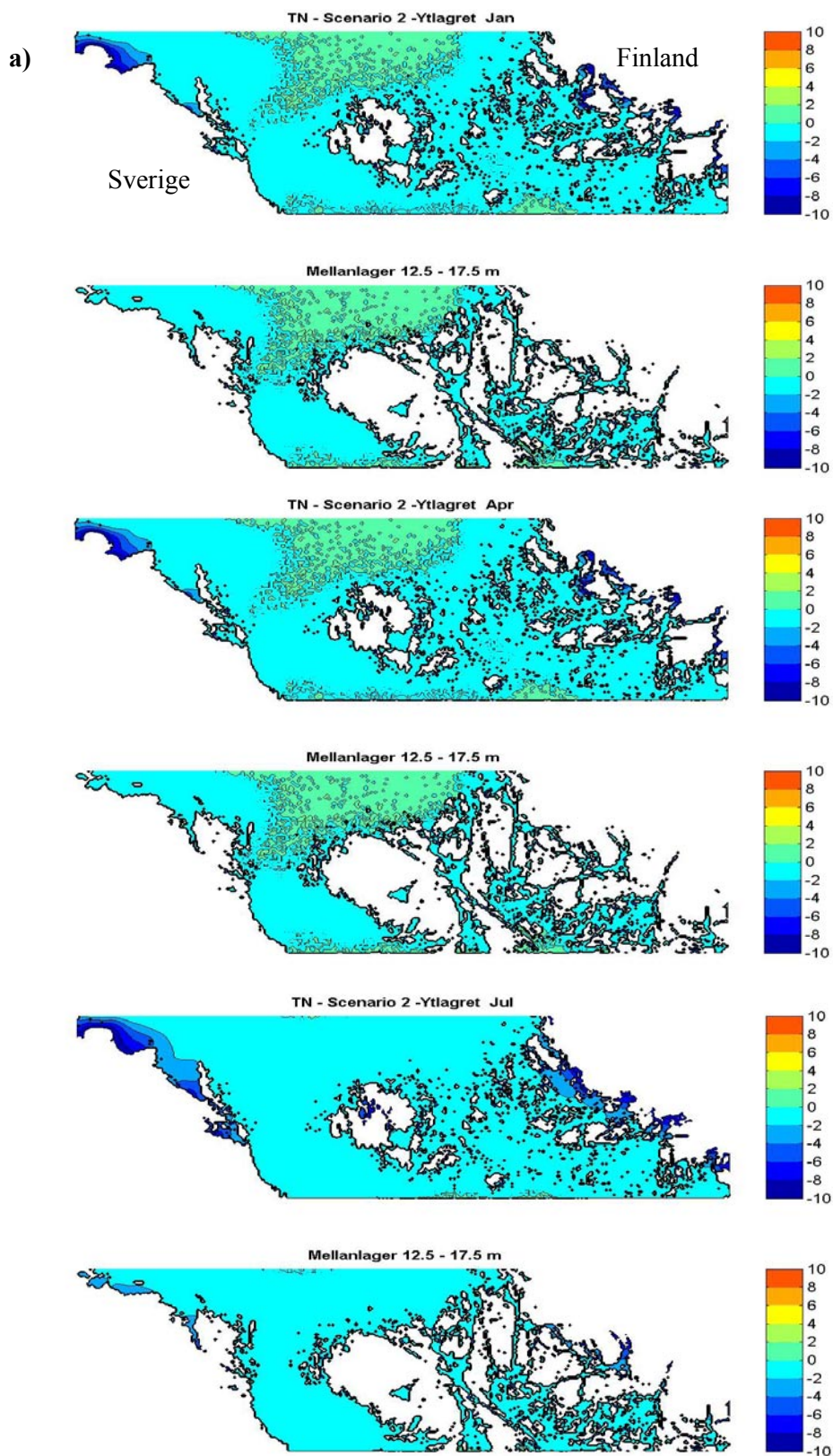


Figur 25. a) Närsaltskoncentrationer för a) TN och b) TN ($\mu\text{g/l}$) avseende scenario 1 (d.v.s. de nominella belastningsförhållanden som rådde 2004 och som de övriga scenarierna jämförs med) beräknade som månadsmedelvärden för januari (Jan), april (Apr) samt juli (Jul). Varje delbild är sammansatt av två konturdiagram som uppifrån och neråt visar ytlagret ovanför 2,5 m, dels ett mellanlager 12,5-17,5 m.

b)

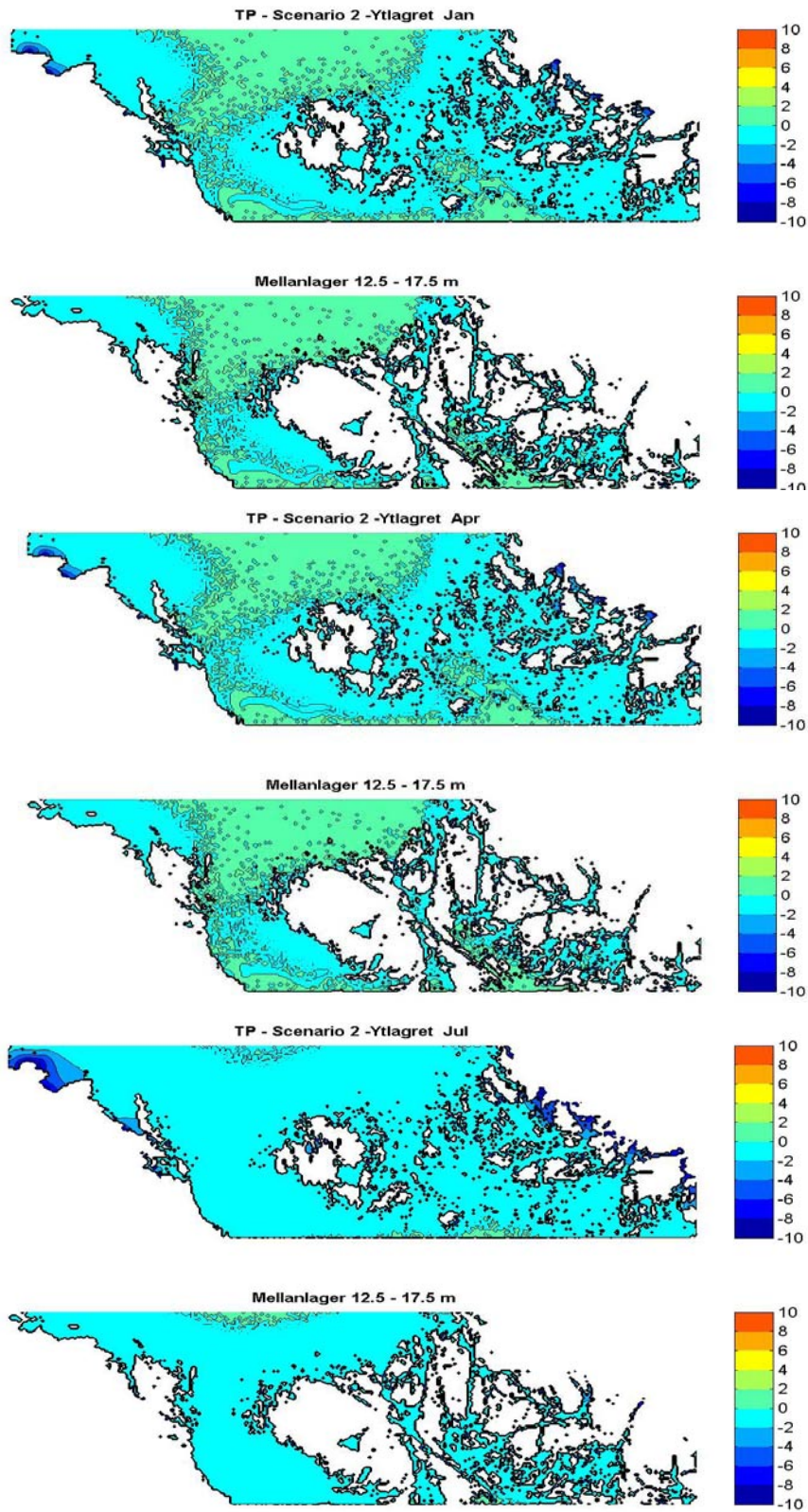


Figur 25. b

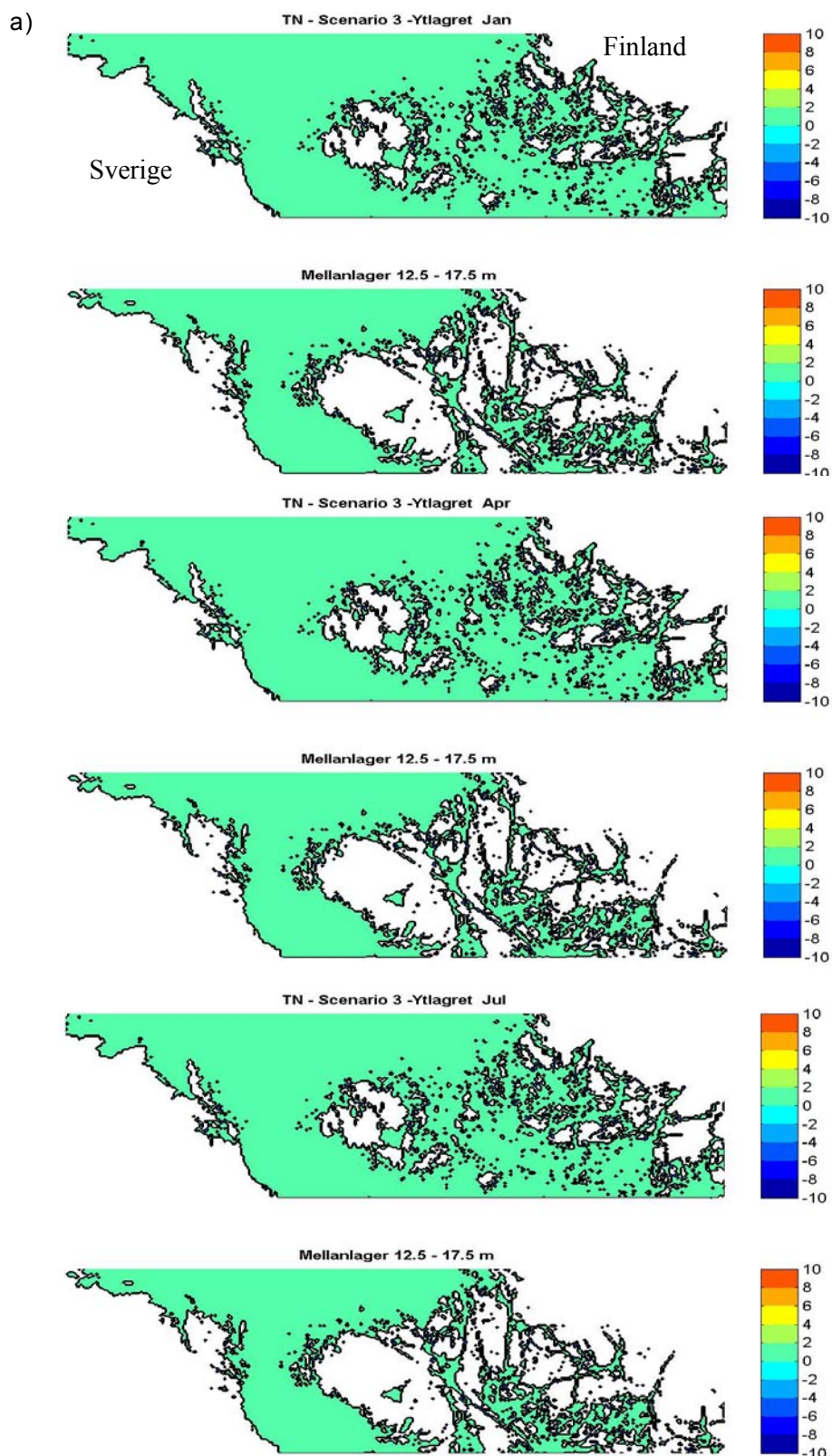


Figur 26. a) TN och b) TP för scenario 2 (fullt genomförande av beslutade reduktioner): Relativa närsaltskoncentrationsförändringar (%) i förhållande till Scenario 1, med samma disposition som för de olika delfigurerna som i Fig. 25a.

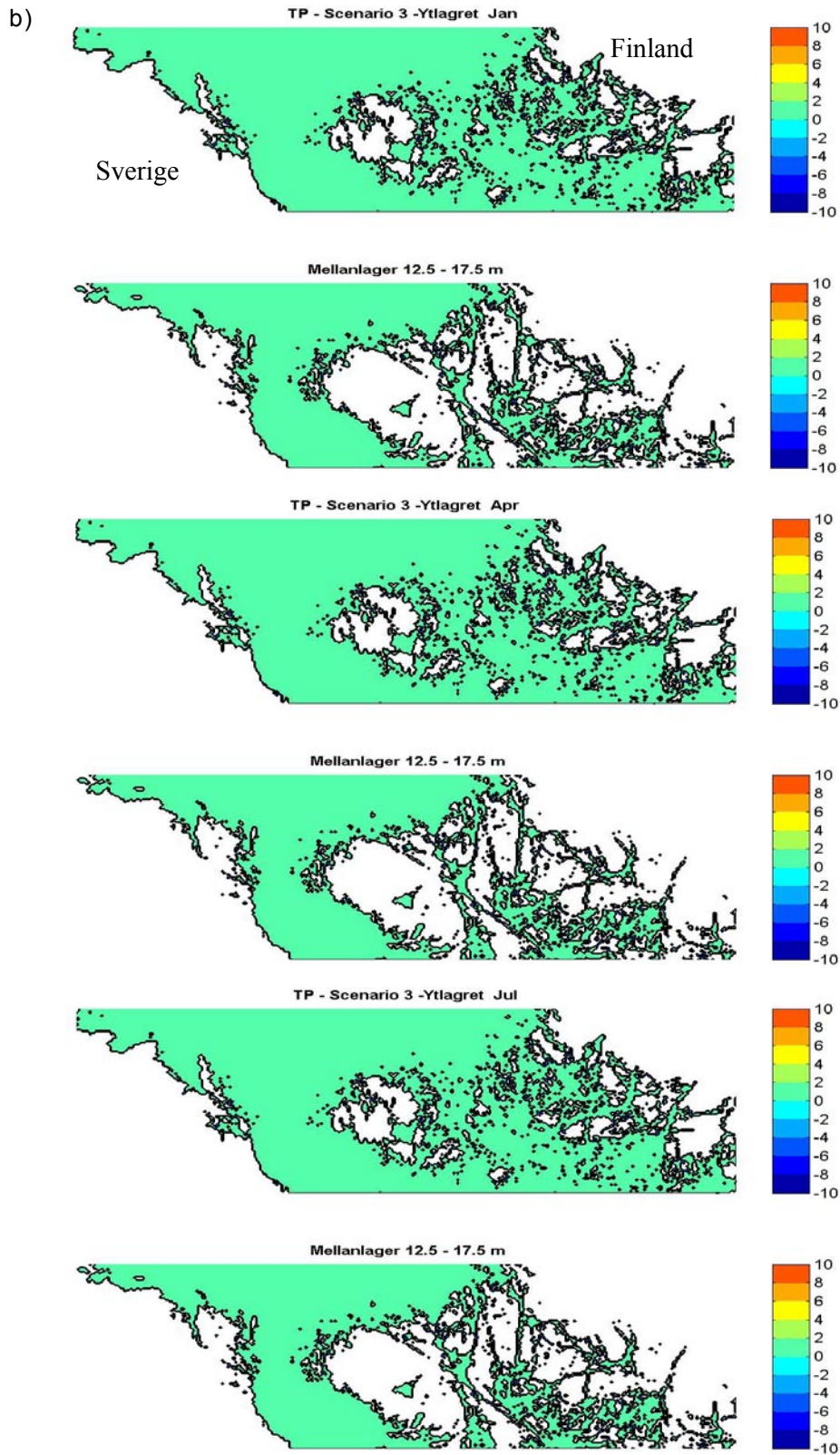
b)



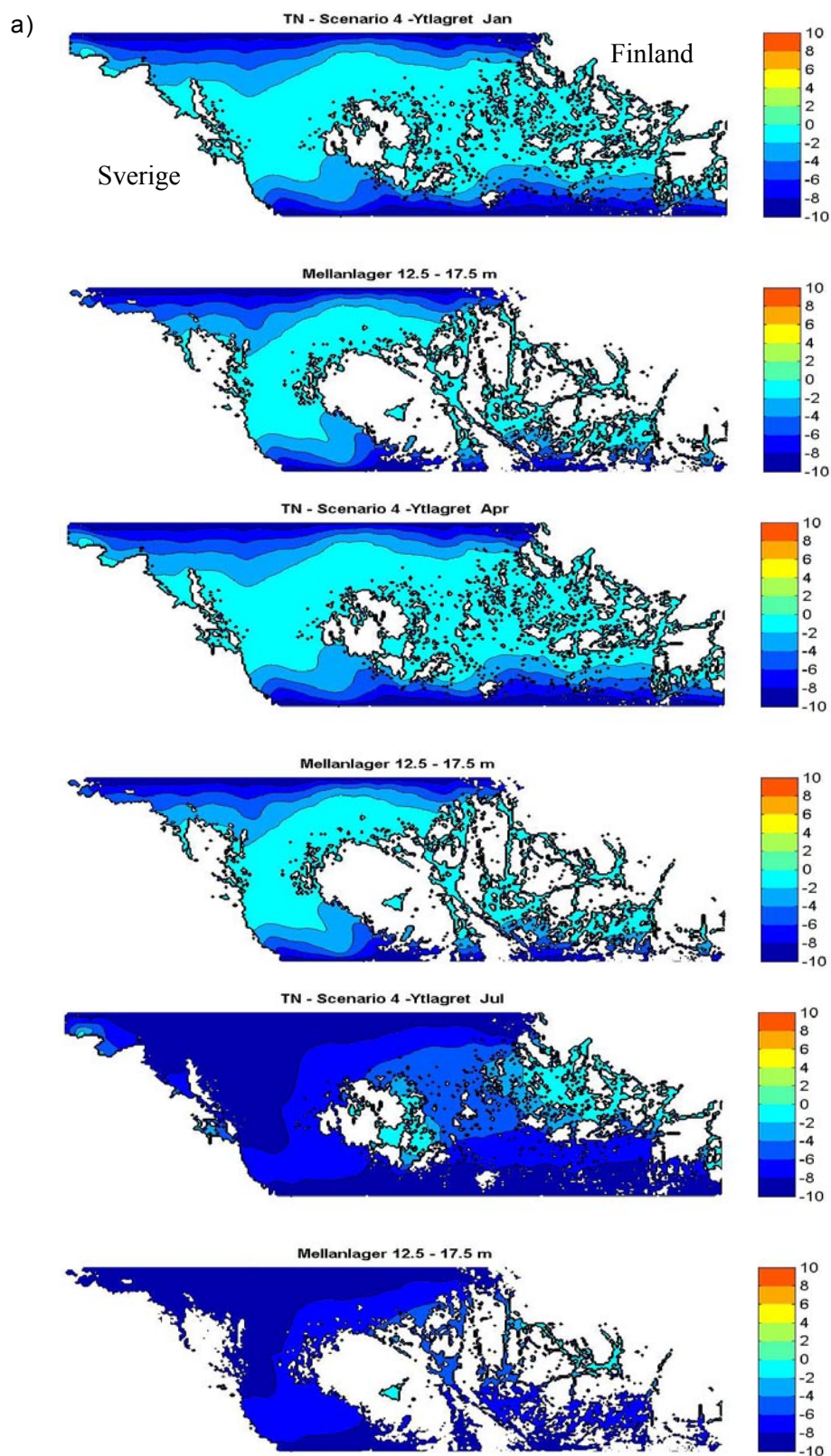
Figur 26. b



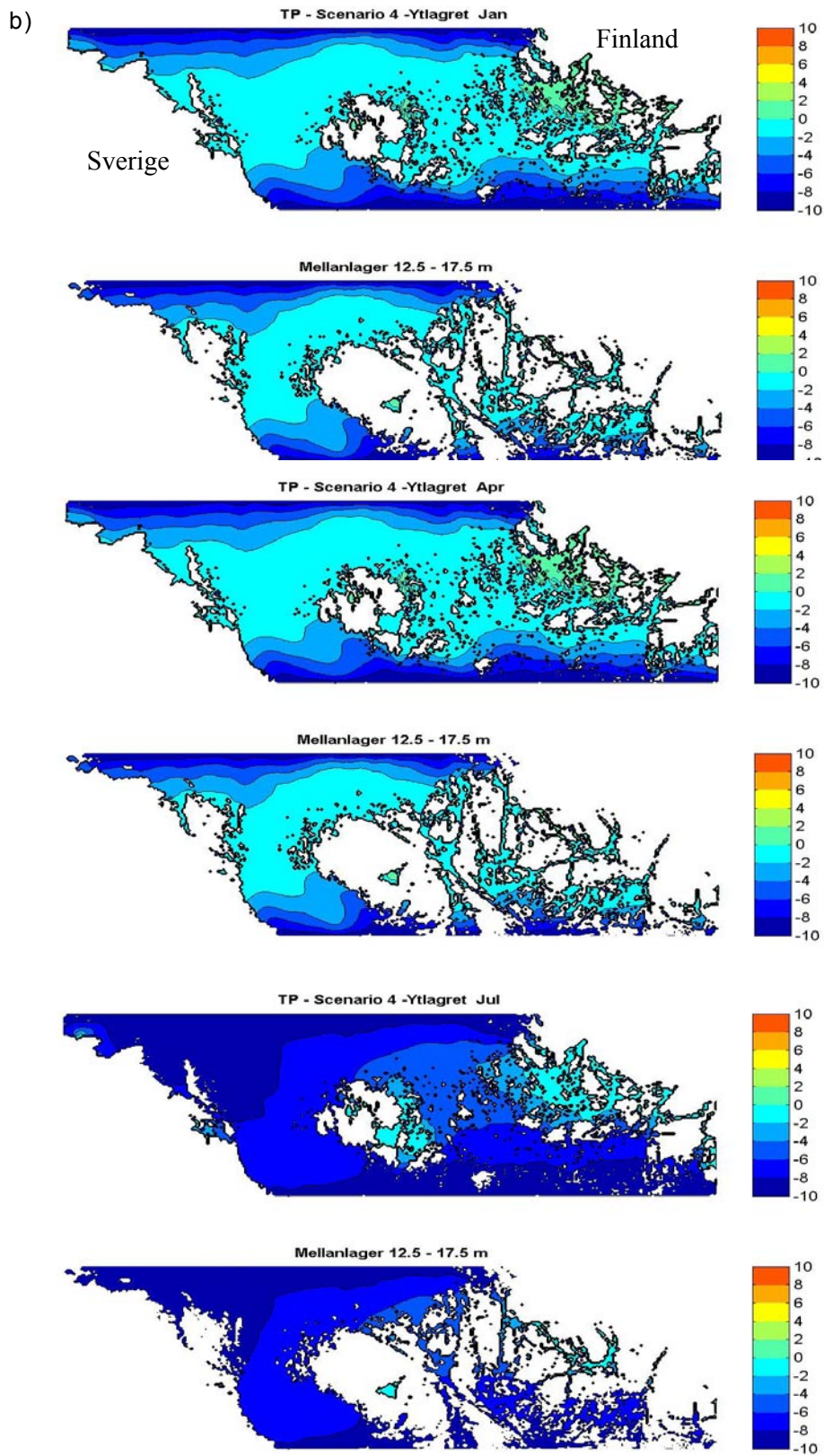
Figur 27. a) TN och b) TP för scenario 3 (omvandling från torrdass till vattenklosetter): Relativa närsaltskoncentrationsförändringar [(%)] i förhållande till Scenario 1, med samma disposition för delfigurerna som i Fig. 25.



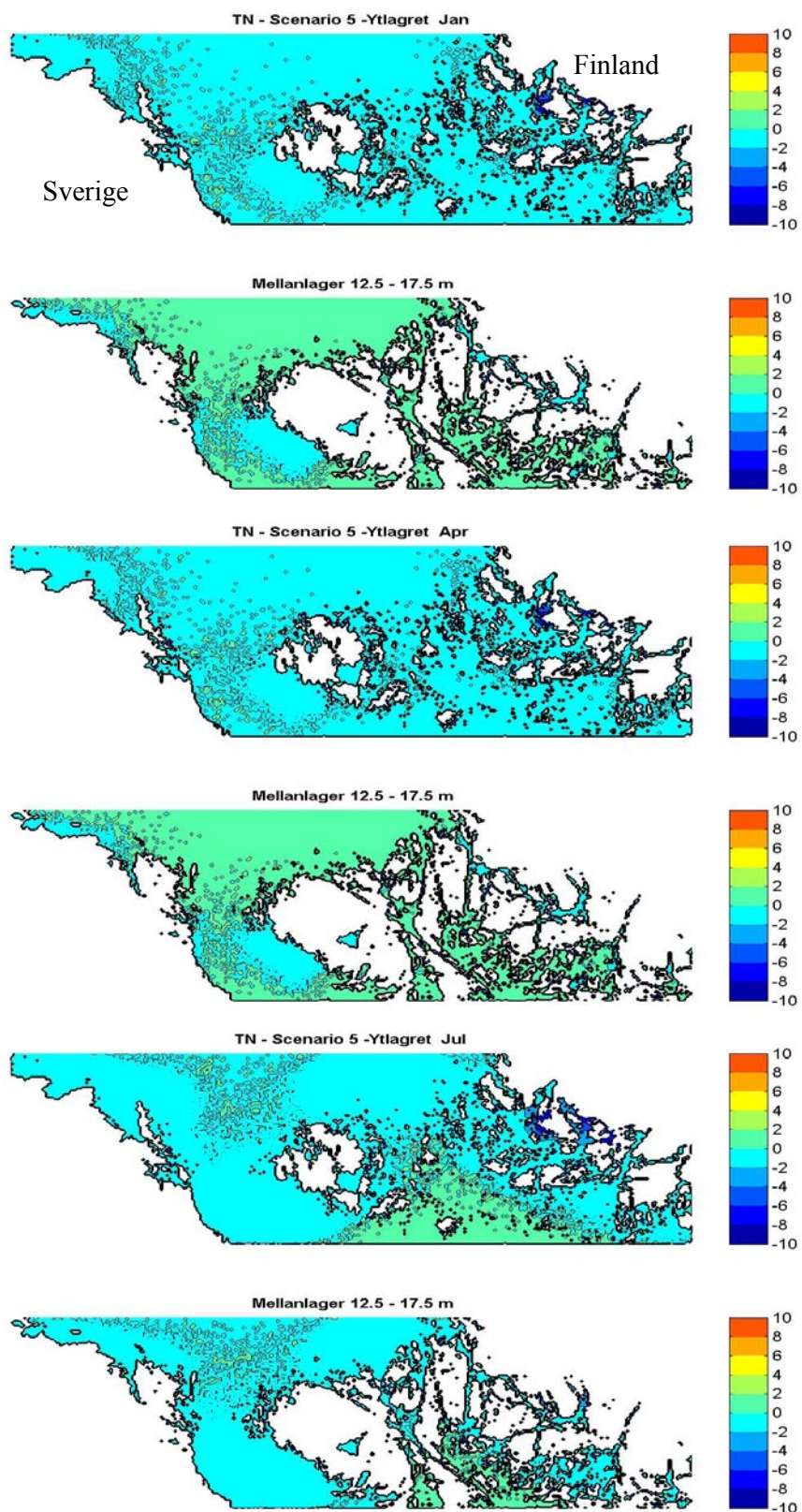
Figur 27. b)



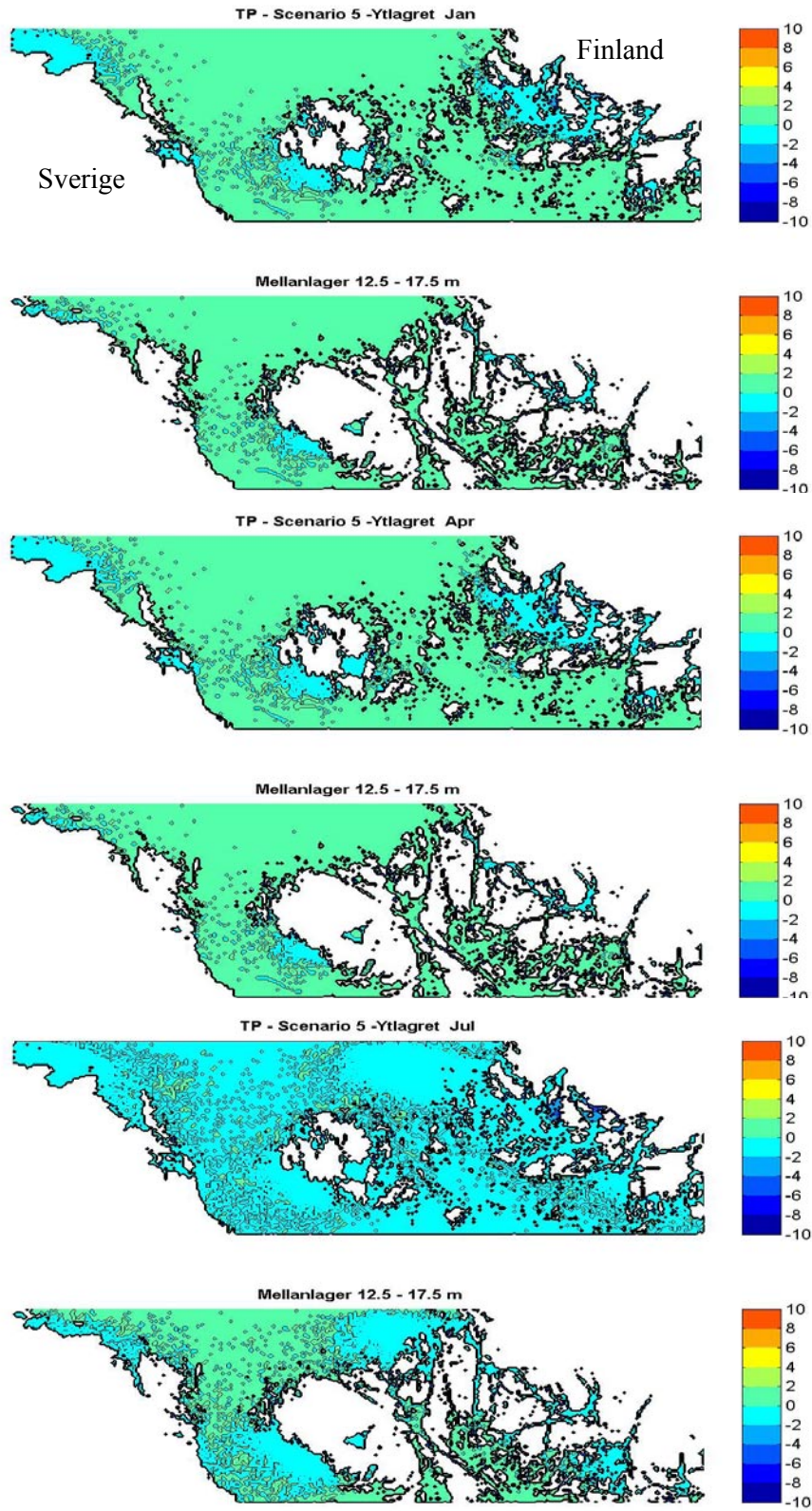
Figur 28. a) TN och b) TP för Scenario 4 (Fjärrbelastningen minskar med 10 %): Relativa närsalts-koncentrationsförändringar (%) i förhållande till Scenario 1, med samma disposition för delfigurerna som i Fig. 25.



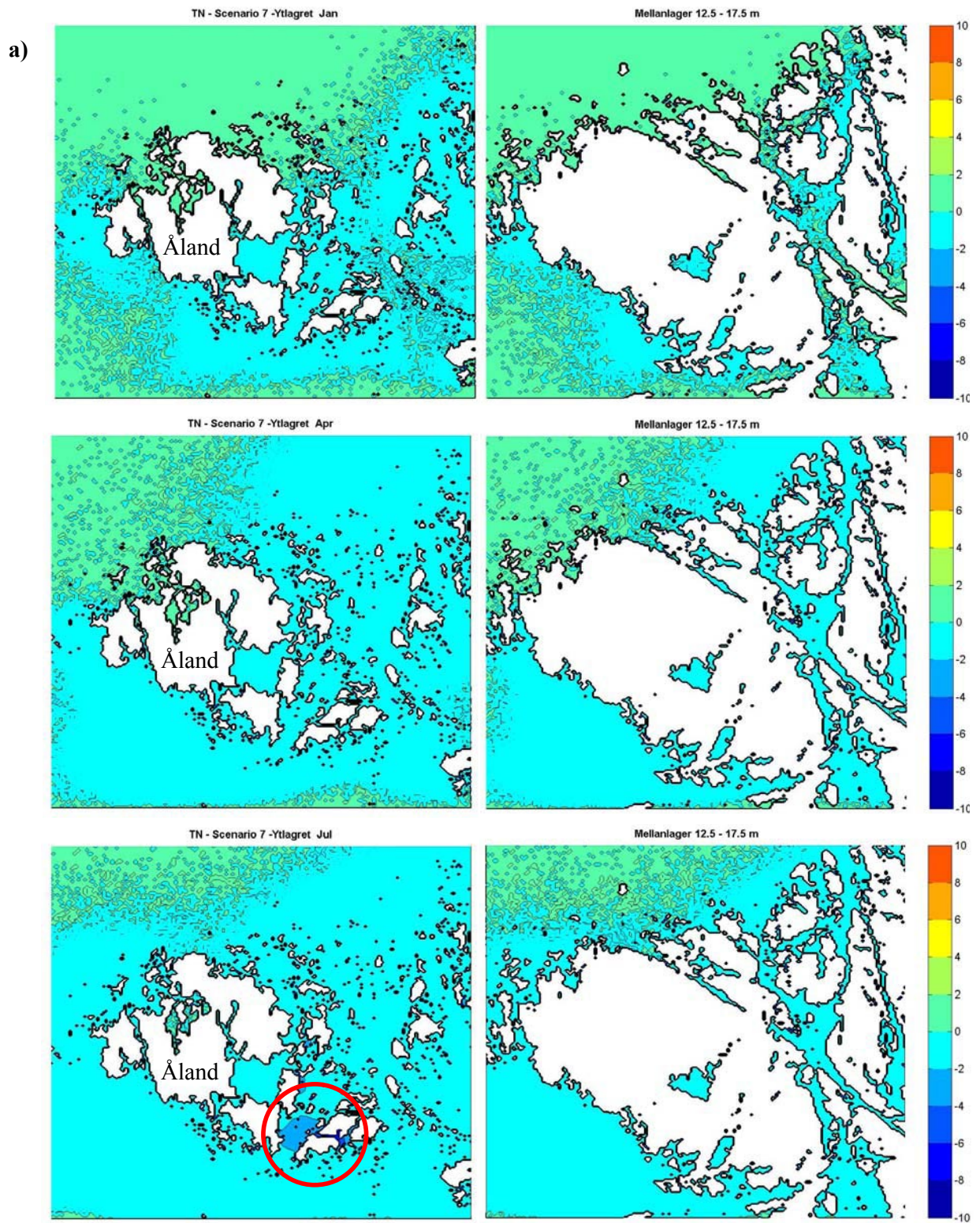
Figur 28. b



Figur 29. a) TN och b) TP för scenario 5 (förbättrad reningsgrad genomförd endast för reningsverken): Relativa närsaltskoncentrationsförändringar (%) i förhållande till Scenario 1 med samma disposition för delfigurerna som i Fig. 25.

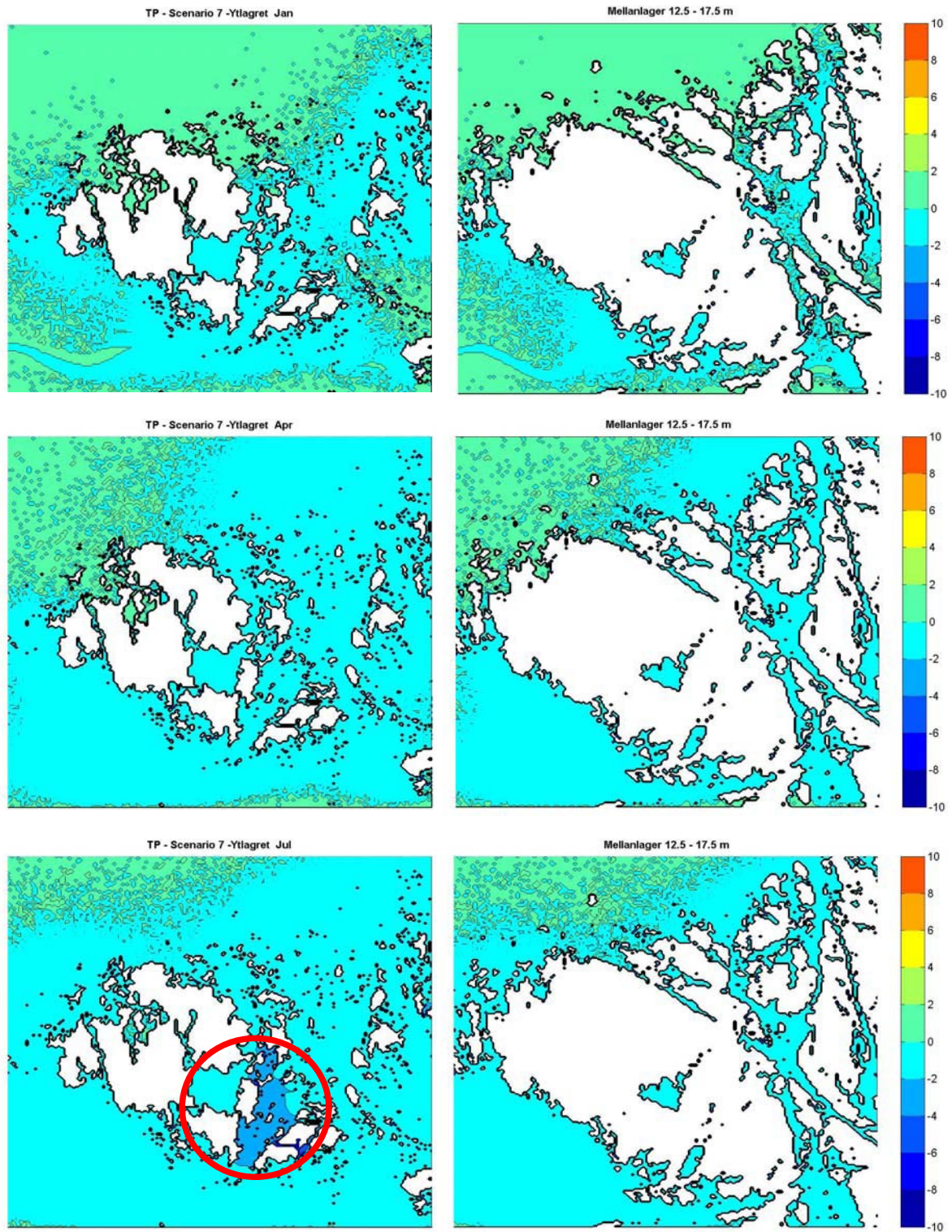


Figur 29. b)



Figur 30. a) TN och b) TP för scenario 7 (c:a 80 % reduktion av belastningen från de Åländska fiskodlarna): Relativa närsaltskoncentrationsförändringar (%) i förhållande till Scenario 1.

b)



Figur 30. b

5.3 En nästlad tredimensionell ekohydrodynamisk modell för Ålands hav och de därtill anslutande skärgårdsområdena i Finland och Sverige

Päivi Korpinen och Arto Inkala

5.3.1 Detaljerad beskrivning av 3D-strömningsmodellen

5.3.1.1 Bakgrund

Den tredimensionella strömningsmodellen är ett nytt framsteg som bygger på mer än 100 personår av utvecklings- och anpassningsarbete. Arbetet började i Finland under 1970-talet på VTT (Statens tekniska forskningscentral). Två av huvudforskarna (Koponen och Virtanen) har fortsatt arbetet ända till dessa dagar. I de tidigaste skedena testades olika slags tvådimensionella modeller och då användes den finita elementmetoden. Dessutom testades några kvasitredimensionella modeller med hyfsad framgång, men på grund av satsningen på modellering av grunda vattenområden var tillämpningarna i början huvudsakligen tvådimensionella.

I början av 1980-talet inleddes på allvar utvecklingsarbetet med tredimensionella modeller och sedan 1980-talet har hydrodynamik- och vattenkvalitetstillämpningarna mestadels varit tredimensionella. Hittills har man gjort mer än 200 tillämpningar som bland annat handlat om hamn-, bro- och vägbyggen, reservoarer, avloppsvattnets strömningar, kylvattenintag för kärnkraftverk, utsläppsanordningar för kylvatten, olycksituationer (olje- och kemikaliebekämpning, sjöräddning), avloppsvattnets strömningar, spridning av toxiska alger, erosion och översvämningar.

I de tidigaste skedena var det nödvändigt att satsa på beräkningseffektivitet eftersom beräkningskapaciteten hos de tidiga datorerna var en begränsande faktor. Effektiviteten har fram till dessa dagar varit ett karakteristiskt drag i modellkoden och lösningsalgoritmerna. Ett annat viktigt drag är att fältmätningar har använts i alla modelltillämpningar för testning av modellens resultat. Därmed har också lösningsmetoderna blivit grundligt verifierade. Den långa utvecklingshistorien har eliminerat praktiskt taget alla felkällor från koden, även om varje ny utveckling förstås ger anledning att testa koden igen.

I många fall har strömningsmodellen kombinerats med specialiserad tredimensionell vattenkvalitetsmodellering och ekologisk modellering. Lösningssmetoden i vattenkvalitetsmodellen är optimerad med tanke på snabbhet och hantering av komplexa datahelheter. Bland de beräknade variablerna finns näringsämnen, kol, svavel, silikat, syre, BOD, COD, suspenderade sediment, färg, turbiditet, pesticider, radionuklider, organiska kloriner och tungmetaller som ingår i de följande processerna: transport, diffusion, nedsjunkning, sönderfall, sedimentering och frigörelse från sedimentet.

De biologiska submodellerna beräknar kretsloppen för fytoplankton, trådalger och näringsämnen (PO_4 , NO_3 och NH_4), och vid behov olika storleksgrupper av bakterier och zoo- och fytoplankton. Bottensedimentets processer och förråd modelleras i tre skikt. Temperaturen och syre- och kolhalterna påverkar de kemiska processerna. En specialiserad tredimensionell reservoarmodell har under många år utvecklats för långsiktiga beräkningar (det är fråga om tiotals år) av hydrodynamik och vattenkvalitet i vattenförekomster med stora vattenståndsvariationer. Modellen är särskilt avsedd för beräkningar av hastighet och vattenvolym samt för balansräkningar för olika ämnen som ingår i vattenkvalitetsberäkningarna.

Ett omfattande arbete har ägnats åt distribuerad och fysikalisk hydrologisk modellering. De hydrologiska modellerna kombineras ofta med hydrodynamiska modeller och vattenkvalitetsmodeller för vattendrag och sjöar.

Grundmodellen och de därtill hörande programvarorna för grafik, databehandling, GIS och användarsnitt utgör mer än 500 000 kodlinjer. Ungefär hälften består av den tredimensionella modellkoden för hydrodynamik och vattenkvalitet.

5.3.1.2 Skärgårdshavets karakteristiska drag ur modellerarens synvinkel

Skärgårdshavet är tack vare sina många öar och strandlinjens småskaliga variationer ett intressant område att modellera. Modellens upplösning måste vara så liten att de relevanta dragen kan beskrivas, men Skärgårdshavet är också ett ganska stort område vilket innebär att beräkningskapaciteten sätter gränser för upplösningen. Noggrann batymetrisk information i digitalform finns tillgänglig i de digitala sjökorten över området. Därmed har det varit möjligt att utarbeta noggranna beräkningsgriddar.

I och med att man använde liten upplösning var det också angeläget att beakta de mindre åarna och använda noggrannare belastningsinformation än vanligt. Det modellerade området är begränsat till själva Skärgårdshavet, vilket betyder att modellgränserna löper ganska nära de täta griddområdena och påverkar ganska mycket hela det modellerade området. Därför måste gränsvillkoren och koncentrationerna vara noggrannare än vid vanliga tillämpningar.

Den meteorologiska reanalysinformationen samt informationen om istäcket står till förfogande för hela den simulerade perioden, likaså en stor mängd vattenkvalitetsmätningar från själva havsområdet. Under forskningsprojektets gång gjordes också några strömmätningar. Därmed fanns det mera data för modellkörningar och kalibrering än vad det brukar finnas för typiska tillämpningar.

Problemet med invecklade hydrodynamiska karakteristika har lösts genom att man valt en tillräckligt mångsidig modell. Den tredimensionella strömningsmodellen kan i princip lösa vilken som helst dynamisk eller statisk strömningssituation. Modellsystemets lättanvändlighet har garanterats genom GIS-användarsnittet. För modellexperternas behov finns också ett specialanvändarsnitt för mera djupgående kontroll av modellen. Rimliga simuleringstider har nåtts genom användning av lämpliga algoritmer (t.ex. *time splitting* och *implicit solvers*) och upplösningar.

Avsikten med modelleringen var att skapa ett verktyg för fördjupad analys av belastningsscenarier. Modellens förmåga att beskriva den nuvarande situationen verifierades genom jämförelse med mätningar och med AS3D-modell.

De relevanta beräknade variablerna i området är hydrodynamiska grundvariabler (hastigheter, vattenstånd, temperatur och salinitet), variabler som ingår i en enkel ekosystemmodell (näringsämnen i lösning och i detritus, algernas biomassa) samt totalmängder av näringsämnen.

5.3.1.3. Styrande ekvationer

Modellen bygger på de vanliga Navier-Stokes-ekvationerna för inkompressibla vätskor och en fri yta:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = f_v - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(v_{\text{hor}} \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_{\text{hor}} \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(v_{\text{ver}} \frac{\partial u}{\partial z} \right) - \mathbf{u} \cdot \nabla \mathbf{u} \quad (1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -f_u - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left(v_{\text{hor}} \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_{\text{hor}} \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(v_{\text{ver}} \frac{\partial v}{\partial z} \right) - \mathbf{u} \cdot \nabla \mathbf{v} \quad (2)$$

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -g\rho \quad (3)$$

$$\nabla \cdot \mathbf{u} = 0 \quad (4)$$

\mathbf{u} = hastighetsvektor, m/s

u, v = de horisontella hastighetskomponenterna, m/s

t = tid, s

p = tryck, Pa

f = Corioliskoefficienten

ρ_0 = vattnets medeldensitet, kg/m³

ρ = vattnets densitet, kg/m³

$g = 9.81 \text{ m/s}^2$

$\nu_{\text{hor}}, \nu_{\text{ver}}$ = de horisontella och vertikala virvelviskositeterna, m²/s

∇ = gradientoperator, m⁻¹

Det bör konstateras att den vertikala hastigheten inte beräknas explicit utan den kommer från kontinuitetsekvationen som utgår ifrån vattnets inkompressibilitet. Trycket är en funktion av vattenytans höjd och den interna densitetsfördelningen (temperatur, salinitet).

I modellen kan den horisontella virvelviskositeten antingen antas vara konstant eller beräknas med Smagorinskys modell. Den vertikala virvelviskositeten kan vara konstant eller beräknas med olika formler. Den mest allmänt vedertagna och tillämpade är k-ε modellen.

Bland de yttre gränsvärdena finns bl.a. den fetchberoende vindstressen, bottenstressen (t.ex. Chezy, Manning, enkel linjär och kvadratisk), värmefluxen, vattenytans höjd samt in- och utflödet.

Modellen har tre huvudalternativ för lösning av rörelsemängdekvationerna:

1) 3D-modellen härleds genom integrering av ekvationerna för de olika vattenskikten

2) 1D- och 2D-modellerna kan använda vertikalt (och i det endimensionella fallet horisontalt) integrerade tredimensionella ekvationer eller St Venants ekvationer. De sistnämnda härleds från de förenklade Navier-Stokes-ekvationerna genom integrering över vattendjupet och användning av speciella formuleringar för friktionseffekterna

3) Approximationen tvådimensionell diffusionsströmning (Hromdka and Lai 1985):

$$U = \frac{h^{2/3} S_x}{n \sqrt{S_x^2 + S_y^2}} \quad (5)$$

$$V = \frac{h^{2/3} S_y}{n \sqrt{S_x^2 + S_y^2}} \quad (6)$$

I dessa ekvationer står h för vattendjupet, S_x and S_y är lutningarna i x- och y-riktningarna och n är Mannings koefficient. Denna approximation, den diffusiva vågen, kan användas t.ex. för mycket små vattendjup tillsammans med mera fullständiga två- och tredimensionella ekvationer.

Det bör konstateras att integreringen av de styrande ekvationerna i såväl den horisontella (endimensionell modell) som den vertikala (en- och tvådimensionella modeller) riktningen innebär svårigheter när man estimerar inverkan av strömningsvariationerna och gränskaraktiska i både integrationsriktningarna. Eftersom karakteristiska fördelningar av de beräknade variablerna inte kan förväntas gälla allmänt, blir de integrerade modellerna alltid kompromisser. T.ex. de tvådimensionella modellerna beaktar inte vertikala hastigheter och de kan inte förutse sekundära omlopp (helikala strömningar). Ett annat exempel är råhets- eller friktionsparametrarna som i de integrerade modellerna omfattar både råheten och de turbulenta effekterna. Därför har de en- och tvådimensionella modellerna griddberoende parametrar.

5.3.1.4. Implementering av de styrande ekvationerna

Modellens griddsystem

I den horisontella riktningen använder modellen Arakawas rektangulära E-gridd. I Arakawas E-gridd definieras de båda hastighetskomponenterna i mitten av griddcellerna istället för det vanliga arrangemanget med C-gridden där komponenterna definieras vid separata griddgränser. De vertikala hastigheterna i E-gridden är definierade i griddcellernas hörnor. Med E-griddarna undviker man stagnationspunkterna i tredimensionella tillämpningar i och med att vattnet kan cirkulera i cellerna även om de är omgivna av land på båda sidorna. Modellen använder den finita volymmetoden för lösning av ekvationerna. Därför kan griddbredden variera i x-, y- och z-riktningarna.

I den vertikala riktningen används z-gridden. Detta betyder att skiktdjupet är konstant över hela modellområdet förutom i dess botten där djupet varierar fritt. Tack vare Arakawas E-gridd undviks stagnationspunkterna och man behöver inte använda σ -koordinatsystem med varierande skiktdjup och ett konstant antal skikt vid varje griddpunkt. Beräkningseffektiviteten med σ -system är sämre än med z-gridden eftersom antalet beräkningspunkter är betydligt mindre när man använder z-griddar. Vanligtvis är det fördelaktigt att behålla den vertikala griddupplösningen konstant över beräkningsområdet eftersom de vertikala egenskaperna löses på ett konsekvent sätt över hela det modellerade området.

I den här beskrivna SYKE-EIA 3D-modellen är det möjligt att koppla samman olika modeller med olika upplösningar. På det sättet kan ett stort område modelleras med bättre upplösning i de kritiska områdena. Nästlade modeller är fullständigt kopplade, med andra ord påverkar modellen med liten upplösning de grövre modellerna och tvärtom.

Numeriska metoder

Processerna har i allmänhet indelats i moduler och varje process beräknas med ett karakteristiskt tidssteg. Till exempel den tredimensionella strömningen indelas i den externa strömningen (en tvådimensionell strömning som beror av ythöjden) och den interna strömningen (hastighetsskillnaderna beror av densitet och turbulens). Vid användning av en explicit metod bestäms tidssteget av gravitationsvågens utbredningshastighet. Tidssteget kan vara ganska kort jämfört med den karakteristiska (stabila) interna tidssteget. I modellen ingår en möjlighet att beräkna också hastigheterna direkt i varje skikt utan denna indelning. Själva strömningsmodellen bygger på en modell av Simons (1980) som har vidareutvecklats av EIA. Den mest omfattande beskrivningen av denna modell finns i Koponen *et al* 2006.

För huvudprocessen finns en explicit och en implicit ekvation. Explicita och implicita lösare kan vara aktiva samtidigt för olika processer. Den implicita metoden använder olika versioner av ADI (Alternative Direction Implicit). ADI har valts eftersom den vanligtvis är den mest effektiva implicita metoden som leder till tridiagonala matriser. I framtiden är det möjligt att utveckla modellen så att man kan använda konjugatgradientmetoder. De ger ovillkorligt stabila lösningar men kräver också mera beräkningstid.

Det finns flera lösare för masstransport och särskilt för ickelineär advektion. De kan i princip indelas i uppvindsmetoder och centrerade metoder samt kombinationer av dessa (TVD - total variation diminishing scheme). TVD försöker kombinera de bästa egenskaperna hos uppvindsdifferenserna och de centrerade differenserna. Metoden kräver mycket datorkapacitet och lämpar sig snarast för särskilda fall, t.ex. för dammbrott.

Indata och utdata

Typiska variabler som används som indata i strömningsmodeller är

- batymetrisk information (Databaser av Finska och Svenska Sjöfartsverken)
- startvärden för salinitets- och temperaturkoncentrationerna (Stockholm Universitet, DAS databas)
- inflöden och utflöden (Databaser av SMHI och SYKE)
- inflödeskoncentrationer (Databaser av SMHI och SYKE)
- eventuella belastningar (Databaser av SMHI och SYKE)
- vindar (SMHI reanalys data)
- lufttemperatur (SMHI reanalys data)
- strålning (SMHI reanalys data)
- isdata (FIMR isservice)

Griddbyggerprogrammet läser in digitala sjökort eller annan höjdinformation och utarbetar modellgridderna. I det här fallet kombinerades höjdinformationen först till en fil där de finländska och svenska koordinatsystemen konverterats till WGS84.

I modellens utdata, som kan användas i systemets hydrodynamiska del, ingår

- vattendjup
- vattenhöjd
- strömningens hastighetskomponenter (U,V)
- salinitets- och temperaturkoncentrationerna

Övriga utdataparametrar är t.ex. de vertikalt utjämnade hastigheterna, viskositeten och andra turbulensrelaterade parametrar.

I modellens utdatafiler för GIS ingår koordinatsystem och formatspecifiseringar. Filernas namn anger utdatafilens datum och tid, variabeln, skiktet och den nästlade modellen. Upplösningen för modellens utdata definieras av användaren och är i allmänhet mindre än upplösningen i beräkningen. I animerade utdatapresentationer används interpolering och landmaskning.

Några aspekter kring programvaran

För numerisk och grafisk beräkning används datorspråket FORTRAN som är de facto standard i numerisk

programmering tack vare sin lätthanterlighet och beräkningseffektivitet. För gränssnittet med Windows-baserade förbindelser används programspråket C. De av operativsystemet beroende programdelarna ingår i särskilda moduler som kan bortkopplas av kompilatordirektiv.

Eftersom modellutvecklingen inleddes under en period då beräkningskapaciteten var ganska anspråkslös har koden och lösningsalgoritmerna planerats med tanke på effektivitet. Sedermera har det här kravet delvis förlorat sin relevans samtidigt som det har blivit viktigt att kunna uppehålla koden som har vuxit när datorernas hastigheter har ökat. Kodhastigheten nås i många fall genom frikostig användning av minnesutrymme, men tills vidare har standardminnen eller minnen något utöver de vanliga varit tillräckliga. Numera krävs det 1 – 2 GB minne beroende på griddstorleken som i typiska fall uppgår till 1 000 000 – 3 000 000 griddpunkter.

5.3.2. Ekosystemmodellen

Den tredimensionella ekosystemmodellen SYKE-EIA har tidigare framgångsrikt använts för flera havsområden och i lokala modeller, för kustområdena vid Borgå och Kotka, för havsområdet mellan Helsingfors och Tallinn, samt för Nevas mynning (Kiirikki et al 2002, Korpinen et al 2002a, Korpinen et al 2003, Korpinen et al 2004). Ekosystemmodellen bygger på den tredimensionella strömningsmodellen (Virtanen et al 1986, Koponen et al 1992).

Funktionsprinciperna för ekosystemmodellen följer den av Tyrrell (1999) beskrivna modellen för oceanisk fytoplankton. Fytoplankton definieras som två konkurrerande artgrupper: kvävefixerande cyanobakterier (*Aphanizomenon*, *Nodularia*) och de övriga fytoplanktonarterna (Figur 31). Gruppen övrig fytoplankton växer snabbare och konkurrerar ut kvävefixerarna i alla temperaturer om det finns tillgång till både DIN och DIP. När DIN har förbrukats nästan helt men DIP fortfarande finns i större mängder får kvävefixerarna en konkurrensförmån. Kvävefixeringen är en energikrävande process och därmed inte effektiv i låga temperaturer. Kvävefixerarnas optimala tillväxttemperatur varierar mellan 16-28 °C i Finska viken (Kononen & Leppänen, 1997). Tillgången till de spårelement som behövs för kvävefixering är inte en hindrande faktor för deras tillväxt i bräckvatten såsom den är i öppna oceaner (Falkowski, 1997). Båda alggrupperna använder i modellen näringsämnen enligt Redfields formel (Redfield, 1958).

Alla biomassa-förluster beskrivs med en och samma temperaturberoende term för förlusthastigheten. Den maximala biomassa-förlusten är mindre för kvävefixerare eftersom de innehåller toxiner och därför undviks av betare (Sellner, 1996). De tillväxtbegränsningar som beror på näringsämnen och ljus beräknas enligt Michaelis-Menten-kinetiken och de temperaturberoende begränsningarna enligt Frisk (1982). Tillgången på ljus begränsas periodiskt av istäcket (Figur 32). Ytterligare en tillväxthämmande faktor är självskuggning när den verkliga biomassan närmar sig den maximala biomassan som beskriver vattenområdets kapacitet. När den verkliga biomassan når minimibiomassan, som motsvarar fytoplanktonarternas övervintringsstadier, börjar förlusthastigheten närma sig noll och algerna kan därmed inte dö ut under den missgynnsamma årstiden.

När algcellerna dör, förvandlas de till detrituskväve och -fosfor (NDET, PDET) som börjar sedimenteras med konstant hastighet och lämna tillbaka DIN och DIP till vattenpelaren genom en process som beror av temperaturen. Fosfor regenereras ungefär dubbelt så snabbt som kvävet (Garber, 1984). När detrituskvävet och -fosfor når den lägsta griddcellen i 3D-modellen, börjar de förvandlas till sediment med konstant hastighet och lämnar därmed näringskretsloppet. Denitrifieringen beskrivs inte som en separat process utan den ingår i detrituskvävets sedimenteringsterm. Ekosystemmodellens ekvationer, variabler och parametrar presenteras i Bilagorna 1-3. Transporttermerna av alla variabler beräknas

tredimensionellt, med undantag av de biotiska växelverkingarna mellan de lösta näringsämnena och algmassan i det omblandade ytskiktet. Ekosystemmodellens alla parametrar har beskrivits av Kiirikki *et al.* (2001). De parametrar som tidigare använts i den lokala modelltillämpningen för havsområdet vid Helsingfors (Korpinen *et al.* 2002b) har inte modifierats i detta arbete.

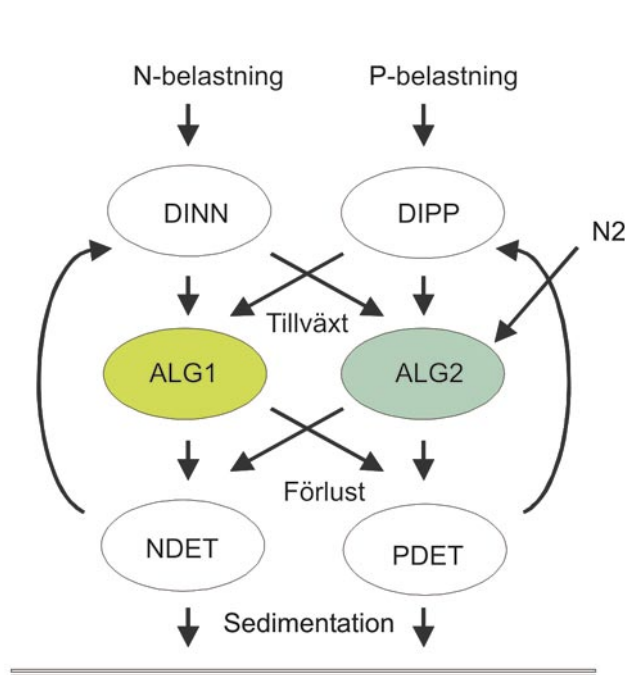
Den interna belastningen från sedimentet, särskilt i Finska viken och den finländska skärgården, har under de senaste åren fått mycket uppmärksamhet. Sedimentbelastningens inverkan anses vara viktig i den finska skärgården och kring Åland. En särskild modul för sedimentbelastningen i SYKE-EIA-modellen har utvecklats av Kiirikki *et al.* (2006). Till dess vidare har sedimentmodulen använts bara i storupplösningssmodellen som beskriver hela Östersjön, och sedimentmodulen har kalibrerats till Finska viken. Sedimentmodulen kopplar mikrobaktivitet och sediment d.v.s. utflöde av CO₂ till utflöde av näringsämnen. Det finns en kritisk punkt för CO₂-flödet där de aerobiska processerna ändras till anaerobiska processerna vid sedimentytan. Det här möjliggör ett stort utflöde av näringsämnen från sedimenten till vattnet. I samband med BEVIS-projektet ingick sedimentmodulen i testningssyfte i den åländska ekosystemmodellen. Sedimentmodulens parametrar förändrades inte, samma värden som användes för hela Östersjön användes också här. Det fanns ingen möjlighet att kalibrera och validera sedimentmodulen för det här området som dessutom modellerades med liten upplösning.

Koncentrationerna av klorofyll *a* konverterades till biomassa genom en empirisk ekvation som är ett resultat av samtidiga mätningar av klorofyll *a* och mikroskopisk biomassa (Kuusisto *et al.* 1998).

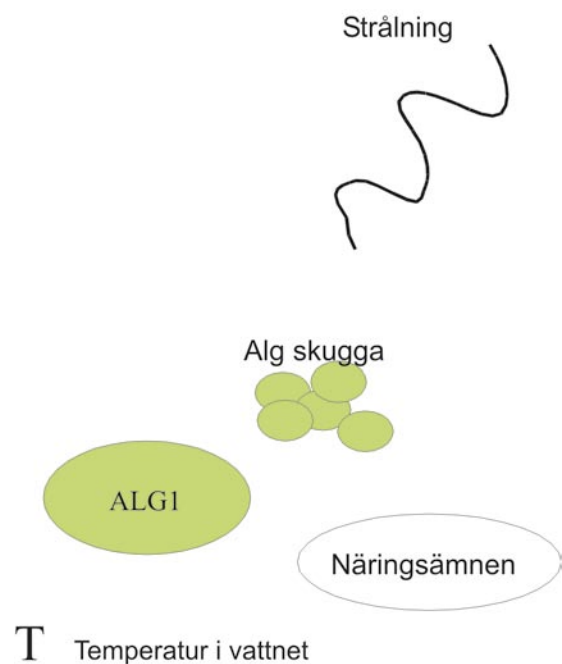
$$\text{biomass [g m}^{-3}\text{]} = 0.15 * \text{chl-a [ug dm}^{-3}\text{]}^{1.2}$$

Arealvärdet för biomassan beräknades utgående ifrån antagandet att den eufotiska zonen är i genomsnitt 20 m djup.

$$\text{areal biomass [g m}^{-2}\text{]} = 20 [\text{m}] * \text{biomass [g m}^{-3}\text{]}$$



Figur 31. Ekosystemmodellens variabler och näringskretslopp.



Figur 32. Begränsande faktorer med vilka den maximala tillväxthastigheten multipliceras vid beräkning av algernas tillväxt.

5.3.3 Kalibrering och verifiering

5.3.3.1 Översikt

Modellkalibreringen kan sägas bestå av bestämning av a) beräkningsparametrar (tidssteg, minimivattendjup, utjämningsparametrar etc.), b) fysikaliska parametrar, särskilt råhets- eller friktionsparametrarna samt diffusion, och c) biologiska och ekosystemparametrar.

Måkan anta att modellens dimensionalitet påverkar modellparametrarna, eftersom strömningen beskrivs på olika sätt i de en-, två- och tredimensionella modellerna. T.ex. 1D- och 2D-modellernas råhetskoefficient omfattar både råhets- och turbulenseffekterna. Därför kan råheten i sådana modeller variera med vattendjupet och vattenföringen. Modellkalibreringen sker genom justering av modellparametrarna så att modellresultaten (vattenstånd, vattenföringar och flöden) kommer så nära mätningens värdena som möjligt.

När modellen blivit kalibrerad verifieras den med uppföljningsdata från det modellerade området. I bästa fall kan testningen göras med en stor mängd många olika slags strömnings- och ekosystemsituationer. Modellens duglighet kan mätas både genom subjektiv bedömning av resultaten och med statistiska metoder.

Användningen av uppföljningsdata utgör huvuddelen av verifieringen. Dessutom kan man använda följande procedurer:

- grundläggande konsistentestning, t.ex. massan bör bevaras såväl lokalt som globalt
- testning med analytiska lösningar när sådana finns tillgängliga i förenklade fall
- jämförelse med resultat från andra matematiska modeller
- jämförelse med resultat från fysikaliska modeller

Översikt över simuleringarna av Skärgårdshavet

Huvudidén var att göra kalibreringssimulationerna med förhållandena år 2004 och verifieringssimulationerna med de följande åren. Det här var möjligt angående jämförelser av såväl koncentrationerna (salinitet, temperatur, näringsämnen och biomassa) som strömmätningarna.

Modellberäkningarna omfattade 13 månader. De startade från början av december 2003 och slutade med utgången av december 2004. Som initialvärden i beräkningarna användes vintermätningarna av temperatur, salinitet och näringskoncentrationerna. Initialvärdena för temperatur och salinitet visas i figurer 40 och 42.

Salinitetskoncentrationerna är interpolerade från mätningarna på havet. Salinitetsvärdena vid åmynningarna är således för stora, men de kommer att justeras med hjälp av en enkel simulering. Salinitetsskiktningen är tydlig mellan Sverige och Åland medan de grunda finska kustvattnen är mera omblandade. Initialvärdena för temperatur är ganska lika i hela modellregionen tack vare höstcirkulationen och omblandningen.

Meteorologiska, hydrologiska och andra drivande variabler

I alla modellberäkningar har koncentrationerna vid havsytan och de övriga gränsytorerna beräknats med en annan modell (AS3D) som täcker hela Östersjön. Månadsvärden av vattenföring (från Sveriges

meteorologiska och hydrologiska institut och från Finlands miljöcentral) användes för de största vattendragen (Dalälven, Tämranå, Forsmarkså, Olandså, Skeboå, Aurajoki, Uskelonjoki, Kiskonjoki, Paimionjoki och Mynäjoki).

SMHI:s reanalysdata i griddformat användes som indata för meteorologiska variabler. Informationen om istäcket kom från Havsforskningsinstitutets isservice.

5.3.3.2 Modellen SYKE-EIA: tillämpningen BEVIS

Modellgriddens

Modellregionen är rektangulär i polarkoordinaterna och täcker en areal vars sydvästra hörna är 59° 50.0' N; 17° 19.0' E och nordöstra hörna 60° 46.0' N; 22° 59.0' E. Upplösningen inom det här området är 0,25' (ungefär 463 m) och den horisontella griddstorleken är 681 x 225 griddpunkter (Figur 33). Modellen innehåller också ett område, där upplösningen är mindre, en fjärdedel av upplösningen inom hela området. Den mindre upplösningen gäller i området från 59° 56.00' N; 20° 09.00' E till 60° 12.00' N; 20° 31.00' E (Figur 34).

Vertikalt är havsområdet indelat i tjugo skikt vars djup är konstanta (0, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5, 15, 17.5, 20, 22.5, 27.5, 32.5, 37.5, 42.5, 52.5, 72.5, 92.5, 112.5, 162.5, 212.5 and 300 meter). Den vertikala upplösningen är minst är (2,5 m) i de yttnära skikten som i allmänhet är av största intresse.

Beräkningsgriddens utgår ifrån de svenska och finska sjöfartsadministrationernas digitala sjökort. Griddarna utformades med EIA:s program som i första hand bygger på invers distansvägning men också djupet och strandlinjerna beaktades realistiskt.

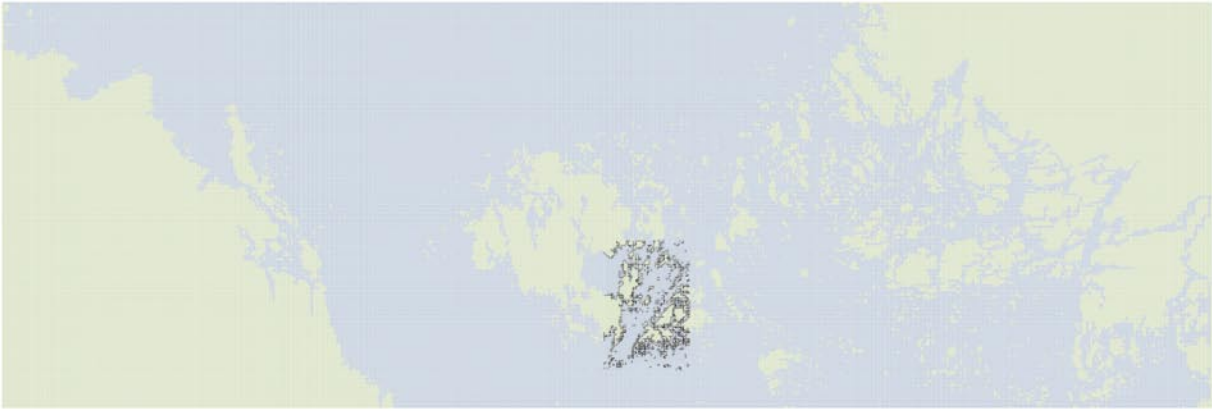
Strömningssimuleringarna

Strömningssimuleringarna gjordes i 13 perioder, varje en månad lång. De dynamiska strömningsfälten sparades som indata för vattenkvalitetsmodellen och slutfältet som initialvärdena för de följande simuleringarna.

Saliniteterna nära åmynningarna minskade vilket berodde på inflödet av färskvatten. De vertikala salinitetsfördelningarna är nära initialvärdena och skiktningen därmed svagare vid den grundare finländska kusten. Skiktningen är också svagare vid den svenska kusten där det förekommer uppvällning vilket syns tydligare i temperaturfältet. Det kalla bottenvattnet väller upp i sydvästra hörnan av modellområdet. Låga botten temperaturer förekommer också vid de djupaste ställena på den finska sidan. Yt- och botten temperaturen är väl omblandade i de områden där djupet är cirka tjugo meter.

Strömmätningar har gjorts under tre perioder (6.7.-23.8.2004, 6.10.-24.11.2004 and 27.4.2005-15.6.2005) av Finlands miljöcentral inom det tätaste griddområdet eller i dess närhet. Mätpunkternas läge framgår ur Figur 35. Statistik från strömmätningarna presenteras i Appendix 1.

Strömningssmodellens validitet kan testas genom jämförelse av modellsimuleringarna med mätningarna. Relevanta jämförelser kan göras med direkta strömmätningar och med variabler som indirekt påverkar strömningen. Temperaturen och saliniteten påverkar vattnets densitet och därmed också strömningarna vilket gör dem till de viktigaste variablerna.



Figur 33. Hela modellgridden (upplösning 0.25', ungefär 463 m) och området med större griddtäthet.



Figur 34. Området med större griddtäthet i den åländska skärgården nära Föglö. Upplösningen är en fjärdedel av hela modellgriddområdets upplösning (0.0625', ungefär 116 m).

Jämförelserna för temperatur och salinitet presenteras i Figurerna 36-39, antingen som tidsserier eller som xy-diagram där x presenterar mätningen och y simuleringen för samma tidpunkt och ställe. En perfekt modell skulle ge den rätta linjen $x=y$. Temperatur och salinitet vid ytan och bottnen presenteras som fält i Figurerna 40-43.

Tabell 7. Korrelationerna mellan mätningarna och de modellerade värdena för temperatur och salinitet.

	Temperatur	Salinitet
Punkt 1, Yta	0,59	0,14
Punkt 1, Botten	0,98	0,09
Punkt 2, Yta	0,98	neg
Punkt 2, Botten	0,93	neg
Punkt 3, Yta	0,99	neg
Punkt 3, Botten	0,99	0,37
Punkt 4, Yta	0,98	neg
Punkt 4, Botten	0,87	

Temperatursimulationerna gav resultat som passade ihop med mätningarna (Tabell 7). Korrelationerna var starka ($>0,9$) för de flesta mätpunkterna och för såväl yt- som bottenmätningarna. Det enda undantaget var yttemperaturmätningen i punkt 1. Det fanns två exceptionella perioder då yttemperaturerna var nästan tio grader lägre än under de övriga tiderna och dessutom betydligt lägre än botten-temperaturerna. Dessa punkter syns som ett särskilt område i xy-diagrammet. Temperaturerna i punkt 4 är lägre i såväl mätningarna som simuleringarna. Havet är djupare kring denna punkt och det tar längre tid för vattnet att värmas upp. Dessutom gjordes mätningarna i djupare skikt.

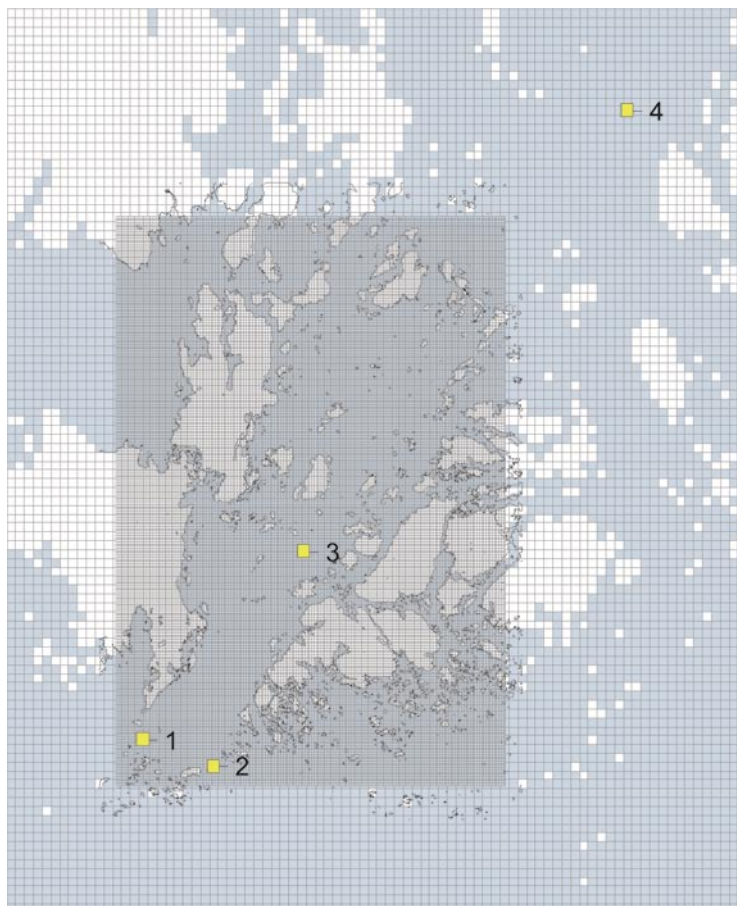
Jämförelserna med salinitetsmätningarna var inte lika framgångsrika (Tabell 7). Det förekommer instabila hydrodynamiska situationer då ytsaliniteten var större än botten-saliniteten. Sådana situationer då vattnet är tyngst på ytan är ganska svåra att åstadkomma med modeller. I mätningarna ingick också en situation med svag uppvällning i slutet av andra mätperioden vid punkt 1. Också modellen klarade av att åstadkomma en uppvällning vid denna tidpunkt. Vanligtvis kan modellen ganska bra visa salinitetsdynamiken, tidpunkterna och vattenmängderna vid uppvällningen i stabila hydrodynamiska förhållanden, men sådan dynamik förekom inte särskilt ofta under dessa mätperioder. Temperatur och salinitet är de viktigaste variablerna som påverkar densitet av vattnet och därigenom indirekt även strömningarna. Modellen kunde simulera typisk temperaturdynamik väl, men fungerade inte för otypiska perioder med kallt vatten vid ytan vid punkt 1. De här otypiska och ostabila perioderna var längre i mätningar av salinitet. Man kan anta att modellen beskriver de normala åren (vattnet vid botten är tätare än vid ytan) bättre än vad den beskrev det något ovanliga år 2004.

I vanliga fall är det svårast att analysera direkta jämförelser mellan flödena, eftersom flödeskomponenterna förändras snabbt jämfört med koncentrationerna. Dessutom beskriver de olika saker. Punktmätningen beskriver flödet i en särskild punkt (Bilaga 2) medan modellsimuleringen ger medelvärde för flödet i en volymenhet på 115 m x 115 m x 2.5 m.

De mest intressanta jämförelserna kan göras i situationer då mätpunkten finns i ett sund och strömriktningen varierar mellan två motsatta riktningar, eller då vinden blåser länge från samma riktning så att det uppstår ett strömningsfält, eller då man kan finna frekvenser för flödesförändringarna genom Fouriertransformer. Tydliga sådana situationer förekom inte i mätningsspunkterna eller under de ifrågasvarande perioderna.

Som exempel visas en jämförelse av en flödeskomponent i punkt 3 (Figur 44) och en jämförelse av strömriktningar från samma punkt men under en kortare tidsperiod (Figur 45). Mätningarna och simu-

Figur 35. Strömmättningspunkter-
nas läge i modellgridden.



leringarna korrelerade inte i dessa fall. Det här är typiskt även i situationer där modellen kan simulera realistiska frekvenser och amplituder av flödesfluktuationerna, eftersom ganska små fel i frekvensen leder till nollkorrelation. En annan sak är att modellen ger medelvärdena av såväl flödena som djupet enligt griddcellernas upplösning, vilket innebär att fenomen med liten upplösning inte kan beskrivas med modellen. Dessutom förekom det under mätperioderna exceptionella vertikala salinitetsfördelningar som inte gick att simulera med modellen.

Ekosystemsimuleringarna

Data från sexton uppföljningsställen användes för validering av modellen (Figur 46). Dessa ställen ligger inom landskapet Åland och i den finländska skärgården. Variablerna är DIN- och DIP-koncentrationerna i ytvattnet samt totala fytoplanktonbiomassan under år 2004. Fytoplanktonbiomassan [g (ww) m^{-3}] beräknades utgående ifrån mätningarna av klorofyll *a* [mg m^{-3}] med hjälp av en statistisk formel presenterad av Kuusisto et al (1998) som analyserade parallella mätningar i Finska viken. De ursprungliga mätningarna var kombinerade prov som täckte hela den eufotiska zonen, definierad som två gånger Secchidjupet. Biomassakoncentrationerna [g m^{-3}] konverterades sålunda vidare till biomassa per arealenhet [g m^{-2}] genom multiplicering med den eufotiska zonens djup. Den totala fytoplanktonbiomassan för validering av modellen eftersom det inte fanns särskilda biomassauppgifter för kvävefixerande cyanobakterier.

Jämförelser mellan mättnings- och simuleringsvärdena för näringsämnen (DIN, DIP $\mu\text{g/l}$) och den totala fytoplanktonbiomassan (g/m^2) presenteras i figurerna 47-52. De simulerade kvävekoncentrationerna följer ganska väl mätvärdena i de flesta jämförelsepunkterna under sommaren. Däremot klarar modellen inte av att beskriva ökningen av kvävekoncentrationerna mot slutet av året. En naturlig omblandning under hösten ingår inte i modellen. Det här är en av orsakerna till att de lokala modellanpassningarna

i områden med liten upplösning bara klarar av att beräkna en vegetationsperiod. Vid Utö ger modellen för stora värden för kvävehalter under sommartiden. Orsaken är förmodligen att griddgränserna är för nära. Modellen beskriver bättre de punkter vars avstånd från gränserna är längre. Denna gränseffekt kan undvikas om man väljer ett något större område för modellen. I det här projektet var det inte ändamålsenligt att utvidga modellområdet eftersom beräkningstiderna skulle ha blivit för långa. Korrelationen för DIN (n=217) var 0.51.

Modellen kan behålla initialvärdena för kväve- och fosforhalter på rimliga nivåer före vårblomningen. Den kan också beskriva vattenflödena och utspädningen av belastningarna i modellområdets skala. Däremot överdriver den fosforhalterna särskilt i de öppna havsområdena under sommartiden. Den finländska skärgården och Lumparn blev väl beskrivna av modellen. Under vårblomningen kan diatomerna lagra en del av fosforöverskottet (Istvanovics et al 1994, Glibert et al 1995). Modellen kan dock inte beskriva diatomernas andel i vårblomningen. Detta kan leda till överskattning av fosforhalterna och de kvävefixerande cyanobakteriernas biomassa under sommaren. Korrelationen för DIP (n=214) var 0.58.

Fytoplanktonbiomassan befinner sig på korrekt nivå i flera punkter och överskattas bara i någon mån i de övriga. Vårblomningstoppen kan ses i mätningarna på bara två ställen, i Brändö och vid Själo. Mätningarna görs vanligtvis när vattenområdet kan nås med båt efter islossningen. Vårblomningen startar i allmänhet tidigare än när det är möjligt att utföra mätningar i de öppna vattenområdena. Modellens vårblomning sker i dessa två punkter två veckor senare än vårblomningen i verkligheten. Också blomningstoppen är högre än i mätningarna. Det är möjligt att vårblomningen redan höll på att avta när mätningarna gjordes. Ingen korrelation kunde hittas för fytoplanktonbiomassan (korrelation var 0.01).

Sedimentmodulen som inkluderades i modellen i experimentsyfte skulle behöva mera anpassning för att kunna fungera ordentligt i de finska och åländska skärgårdarna. De modellerade värdena är medelvärden men mätningarna är punktmätningar och representerar situationen vid någon tidpunkt vid något ställe. De simulerade värdena var i allmänhet för låga för båda näringsämnen i jämförelse med mätningarna i augusti 2004 på Föglö (Tabell 8). Sedimentmodulen utvecklades för Finska viken där de djupa bottenområdena är en betydande källa för intern belastning. Inom den finska skärgården är det däremot de grunda vattenområdena som utgör källan för intern belastning. Modulen skulle också kräva Finska viken som källa för fosfor i de djupa områdena. Fosfordynamiken i modellen, såväl i ytvattnet som vid botten, skulle kräva mera forskning. Modellen klarade ändå ganska bra av att beskriva flödesmönstren och utspädningen av belastningar i vattenmassorna i modellområdets skala. Den kan användas som verktyg för scenarioberäkningar.

Tabell 8. Utflöde av DIN och DIP från sediment i augusti 2004. De modellerade värdena är medeltal per månad. Mätningarna är punktmätningar.

DIN utflöde												
mg/m ² /d	Punkt S1	Punkt S2	Punkt S3	Punkt S4	Punkt S5	Punkt S6	Punkt S7	Punkt S8	Punkt S9	Punkt S10		
model	1.08	1.17	5.18	0.94	0.90	5.12	1.18	4.31	0.96	1.09	2.19	
mätning	2.10	6.30	17.90	7.30	7.10	38.40	3.90	10.50	15.00	6.00	11.45	0.74
DIP utflöde												
mg/m ² /d	Punkt S1	Punkt S2	Punkt S3	Punkt S4	Punkt S5	Punkt S6	Punkt S7	Punkt S8	Punkt S9	Punkt S10		
model	0.56	0.58	0.69	0.00	0.00	0.66	0.56	0.60	0.51	0.48	0.46	
mätning		0.80	2.30	4.10	1.60	6.70	2.80	0.90	2.80	0.40	2.49	0.02

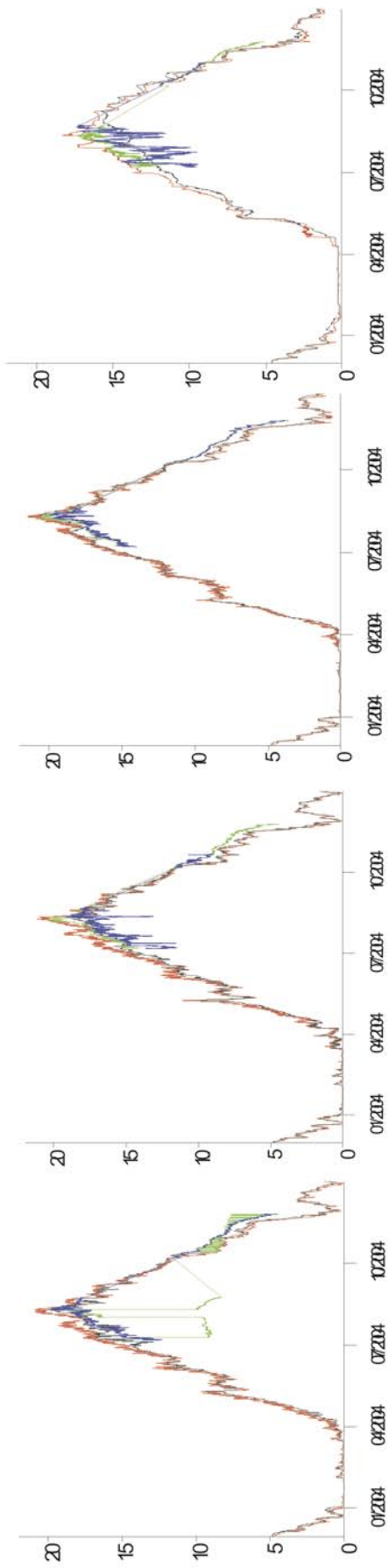


Figure 36. Tidserie över temperatur för mätpunkterna 1,2,3 och 4. De röda linjerna är simulerade för ytan och de svarta för botten. De gröna linjerna anger mätvärden vid ytan och de blåa vid botten.

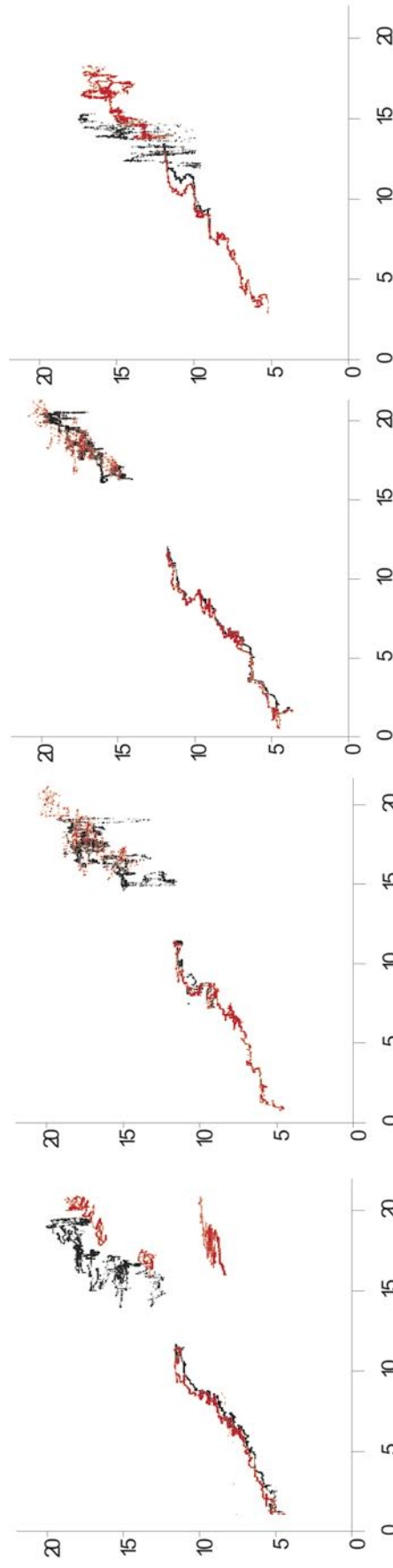
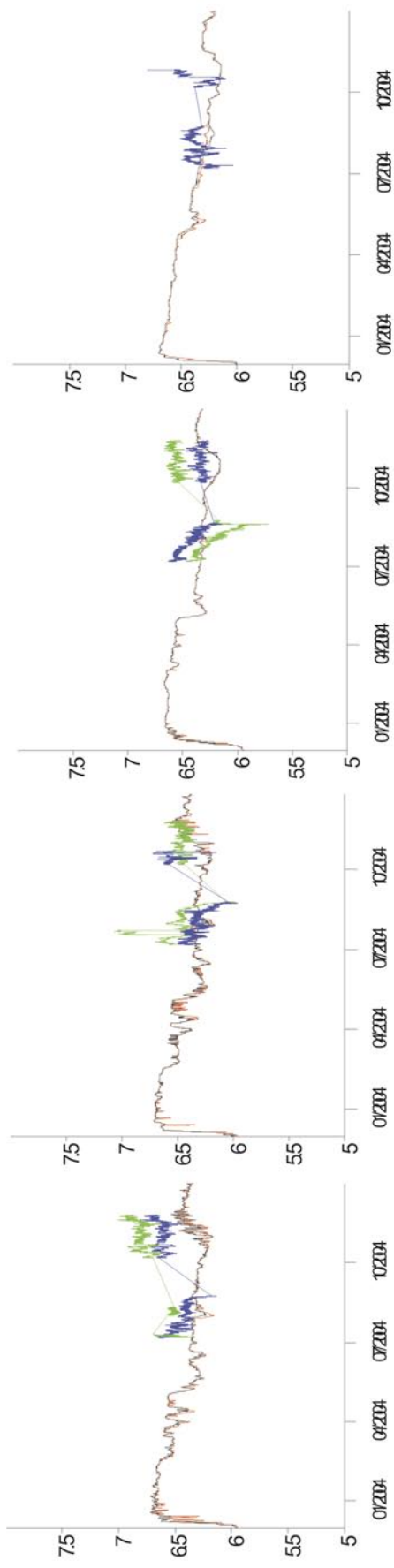
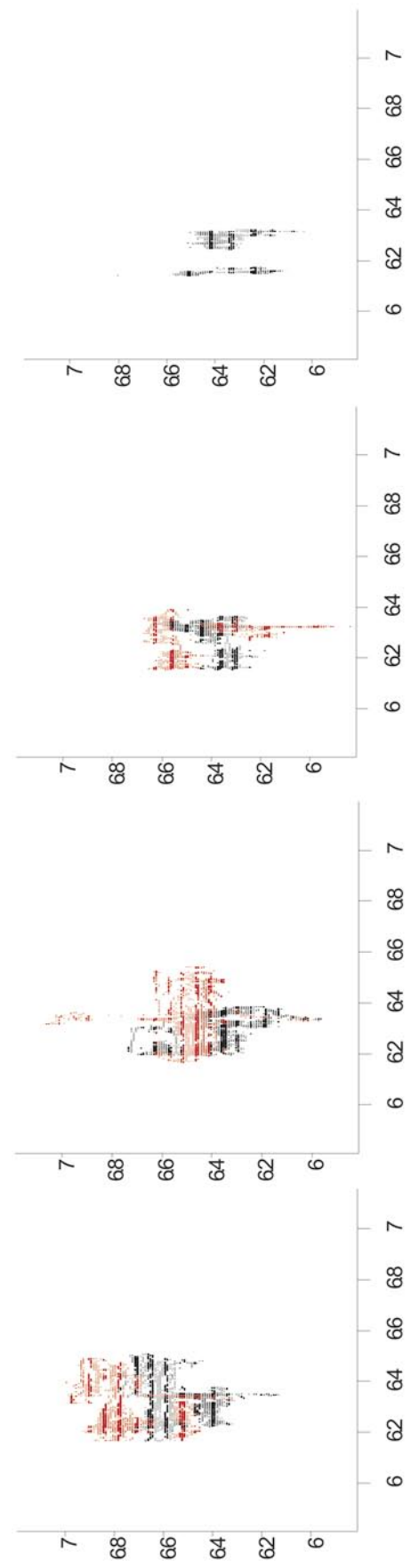


Figure 37. Xy-diagram för temperatur för mätpunkterna 1,2,3 and 4. X- axeln är modellerad och y-axeln anger riktiga mätvärden. De röda punkterna är från ytan och de svarta från botten.

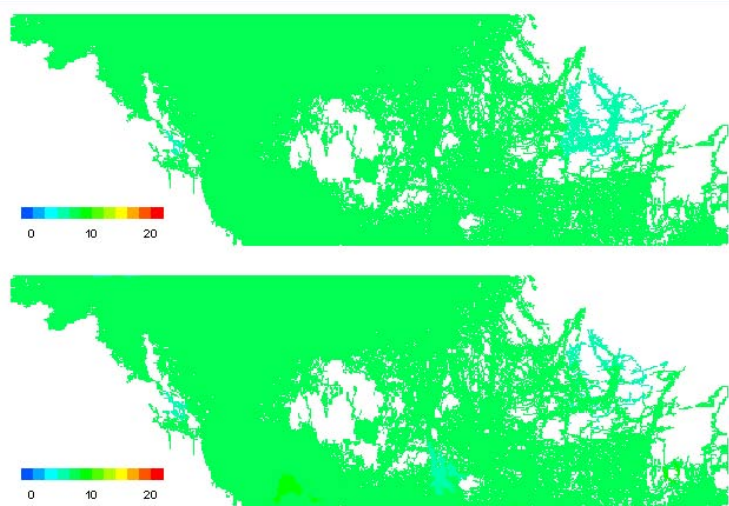


Figur 38. Tidserie över salinitet för mätpunkterna 1,2,3 and 4. De röda linjerna är simulerade för yta och de svarta för botten. De gröna linjerna anger mätvärden från ytan och de blåa från botten. Salinitet mättes inte vid ytan på punkt 4.

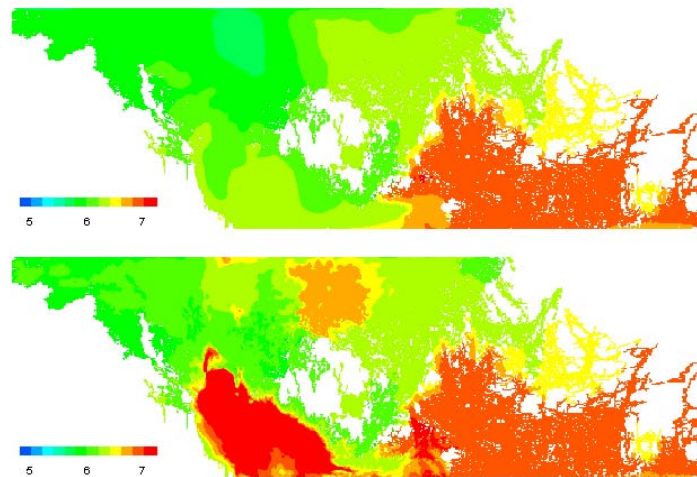


Figur 39. Xy-diagram för salinitet för mätpunkterna 1,2,3 and 4. X- axeln är modellerad och y-axeln anger mätvärden. De röda punkterna är från ytan och de svarta från botten. Salinitet mättes inte vid ytan på punkt 4.

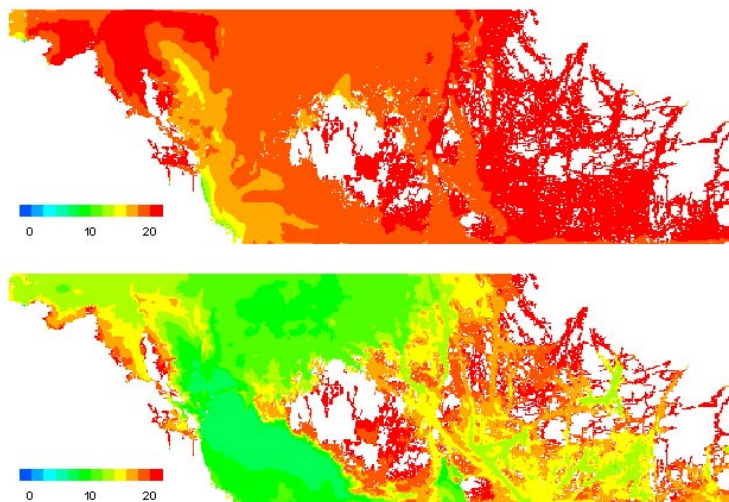
Figur 40. Temperatur vid ytan (övre) och botten (nedre) i början av modelleringsperioden 1.12.2003.



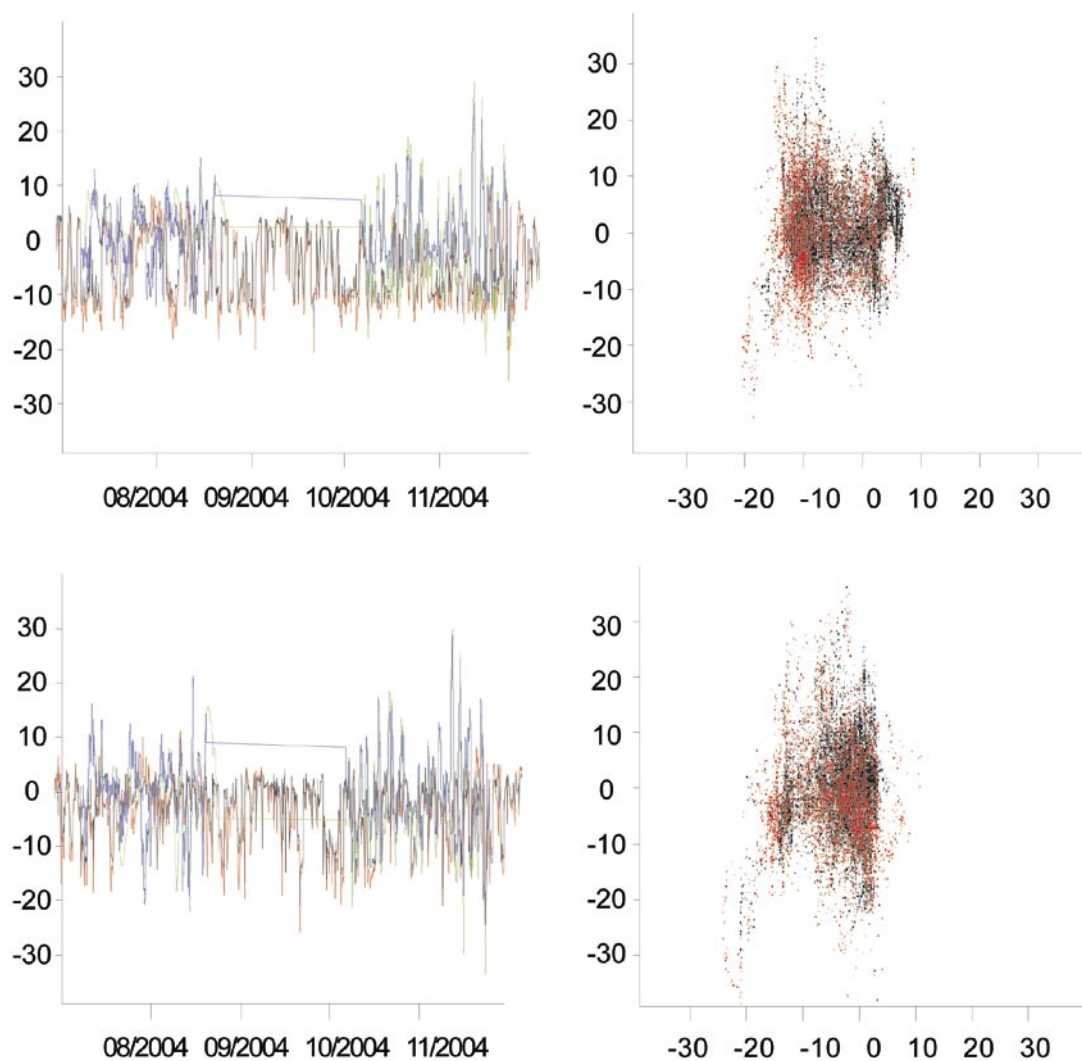
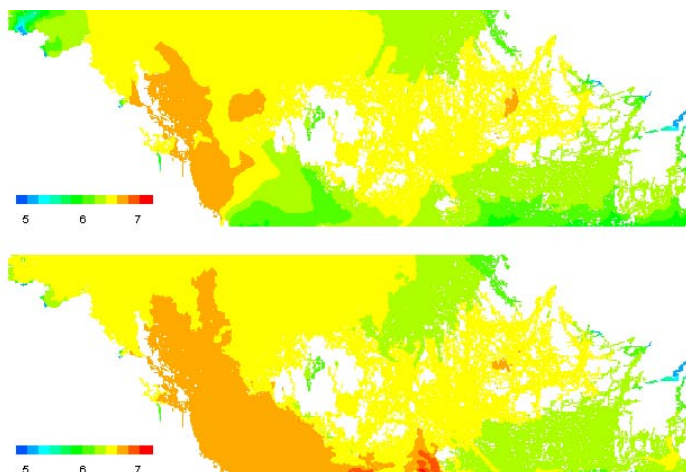
Figur 41. Salinitet vid ytan (övre) och botten (nedre) i början av modelleringsperioden 1.12.2003.



Figur 42. Temperatur vid ytan (övre) och botten (nedre) efter modellering av åtta månader 1.8.2004.

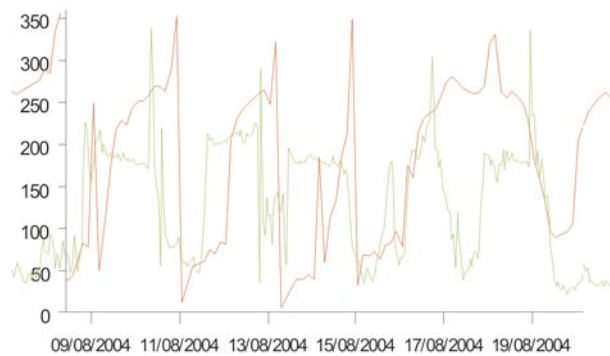


Figur 43. Salinitet vid ytan (övre) och botten (nedre) efter modellering av åtta månader 1.8.2004.



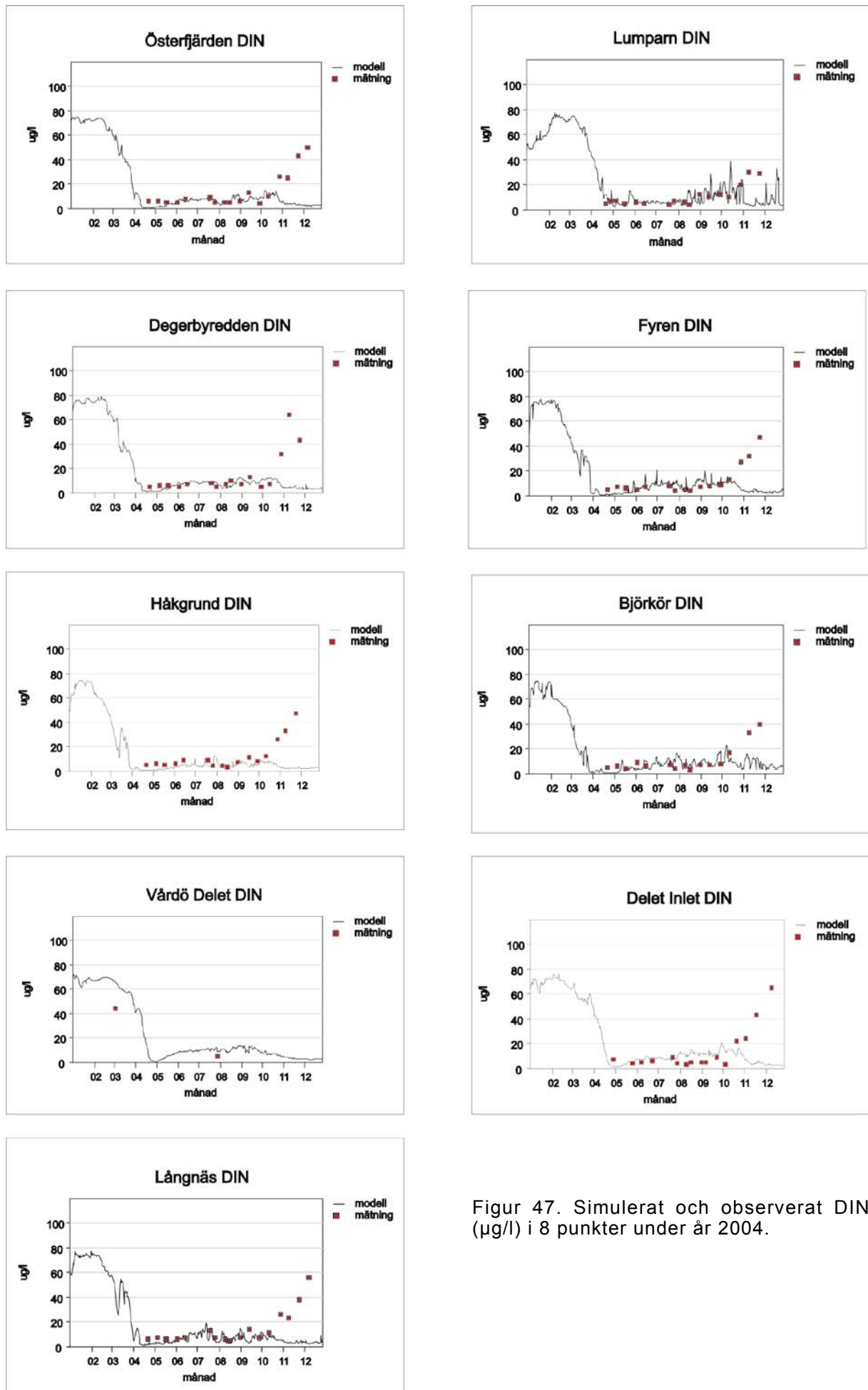
Figur 44. Flödes hastighet från mät punkt 3. De övre figurerna anger u-komponenterna och de nedre v-komponenterna. Figurerna på vänstra sidan anger flödes hastigheten, den röda linjen är simulerad (yta) och den gröna anger mätvärden (yta). Den svarta linjen är simulerad (botten) och den blåa anger mätvärden (botten). Figurerna på högra sidan är xy-diagram från parallella modellerings- och mätvärden. X- axeln är modellerad och y-axeln anger mätningarna. De röda punkterna är för ytan och de svarta för botten. En perfekt modell skulle framställa en rak linje ($y=x$).

Figur 45. Ett kort exempel på tidserie av strömningsmätningar från mätpunkt 3. Den röda linjen är modellerad och den gröna linje anger mätvärden.

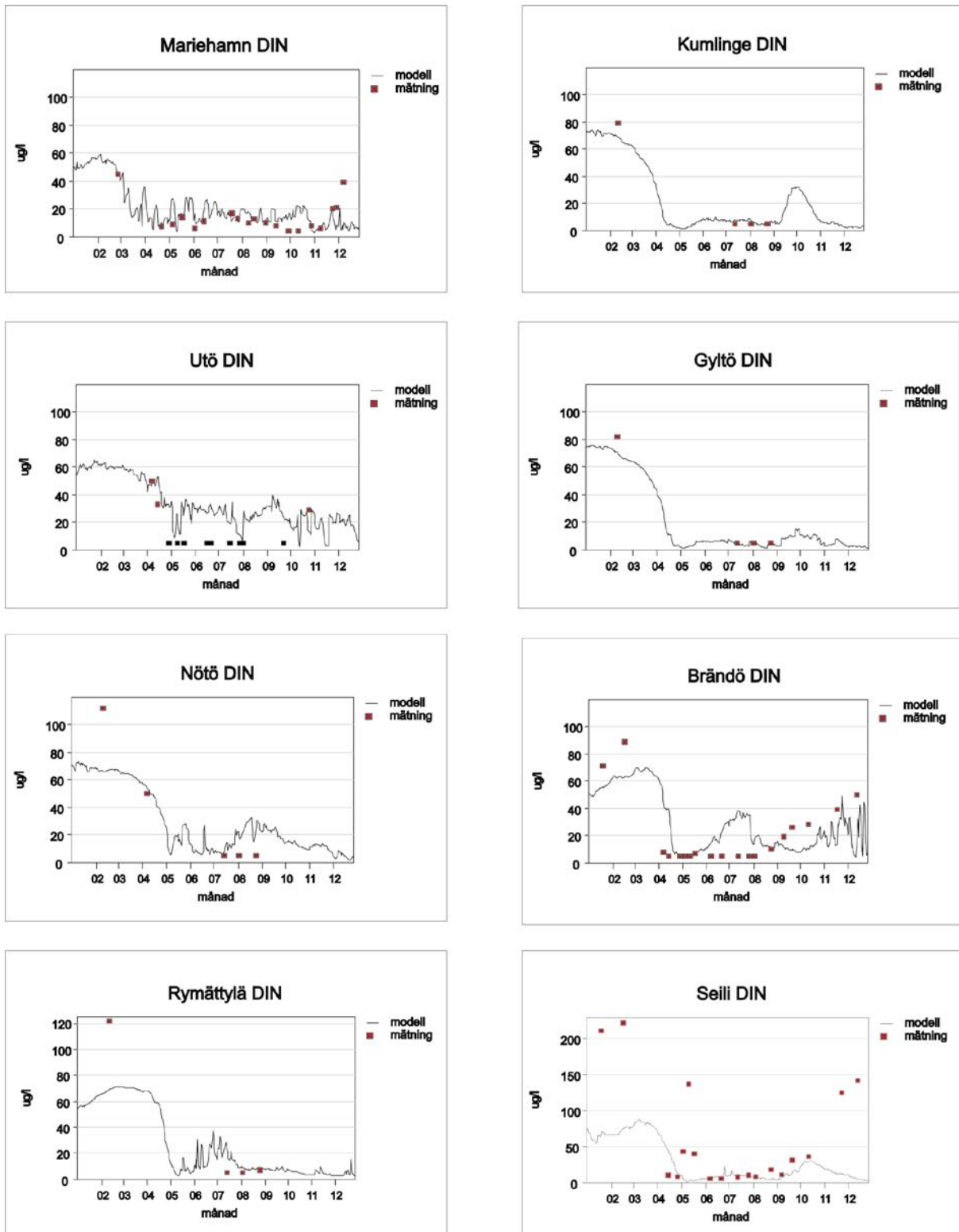


Figur 46. Ekosystemmodellens valideringspunkter.

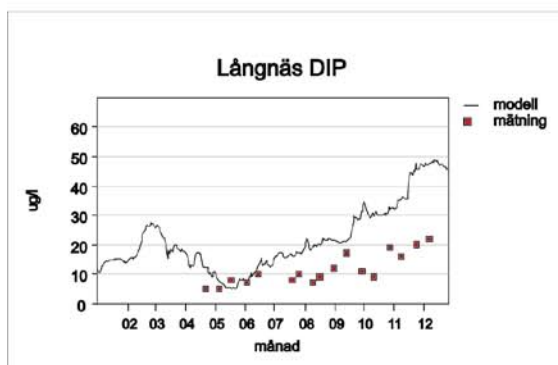
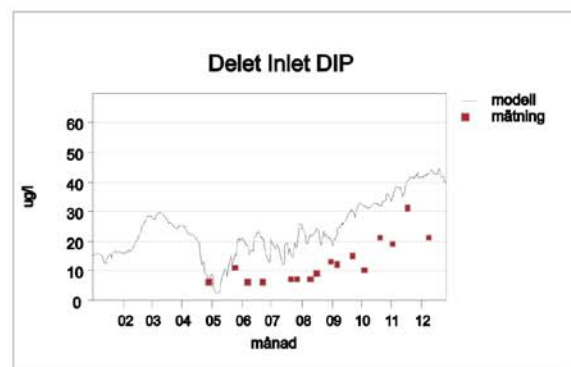
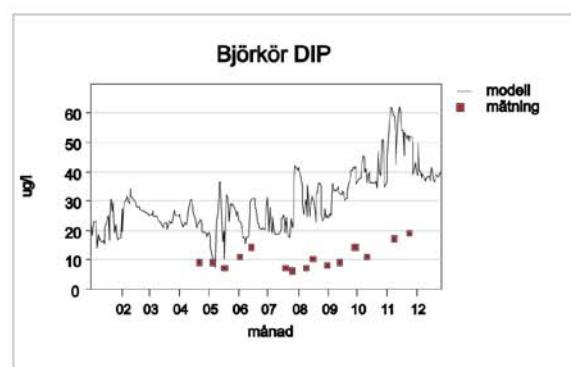
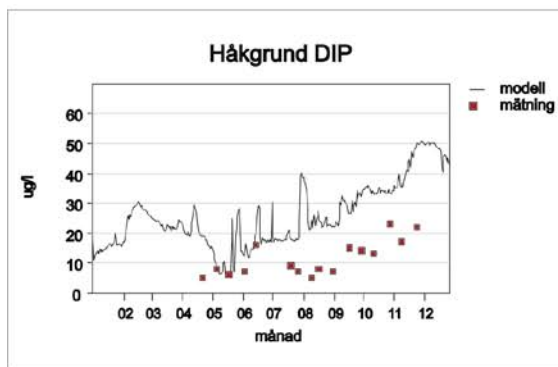
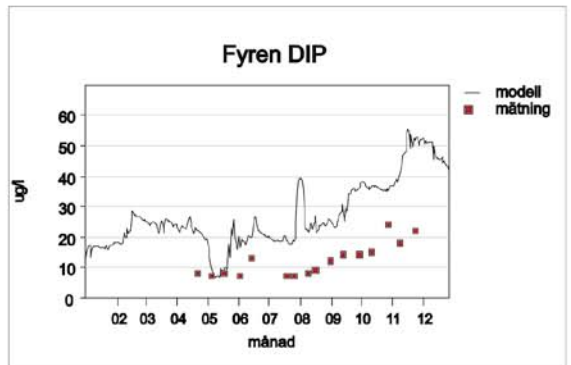
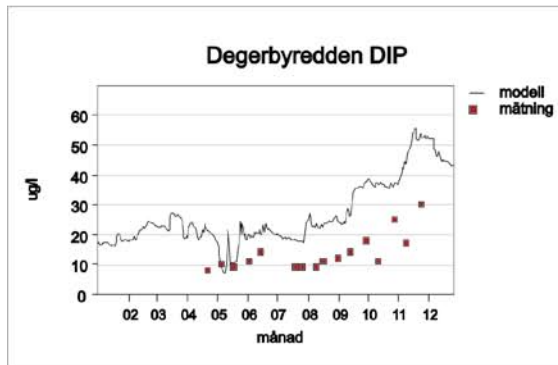
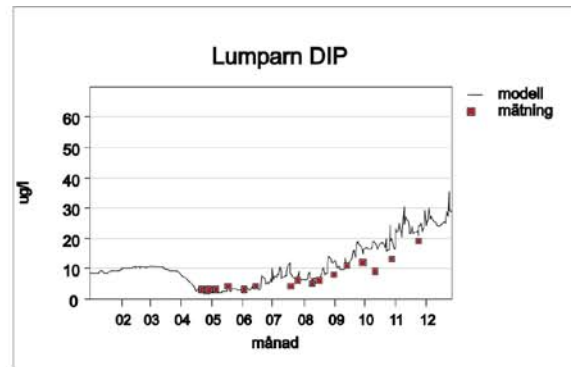
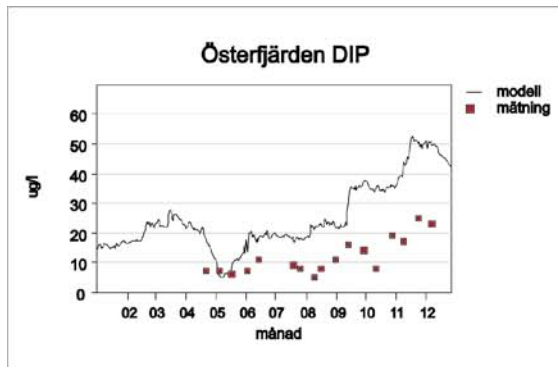




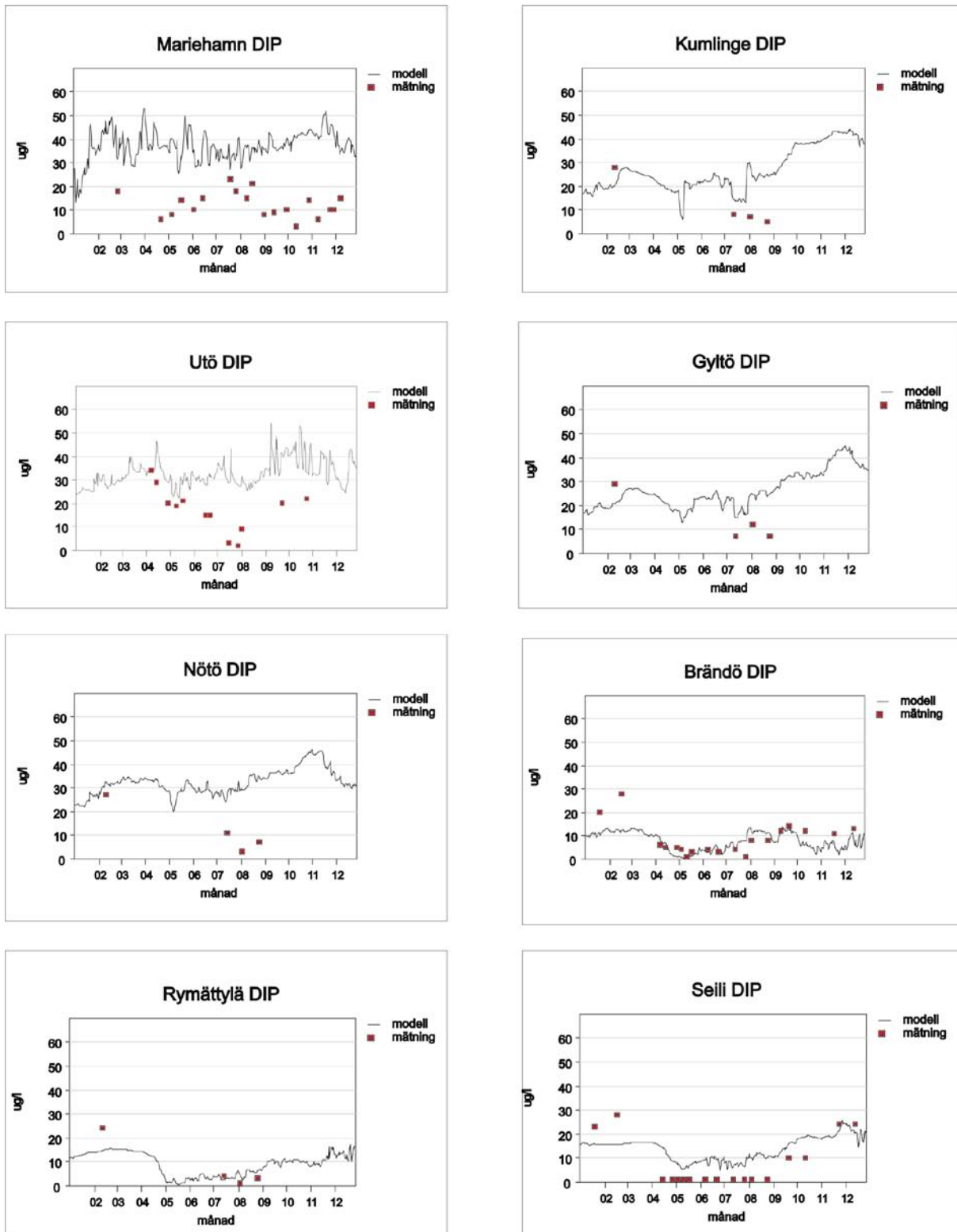
Figur 47. Simulerat och observerat DIN ($\mu\text{g/l}$) i 8 punkter under år 2004.



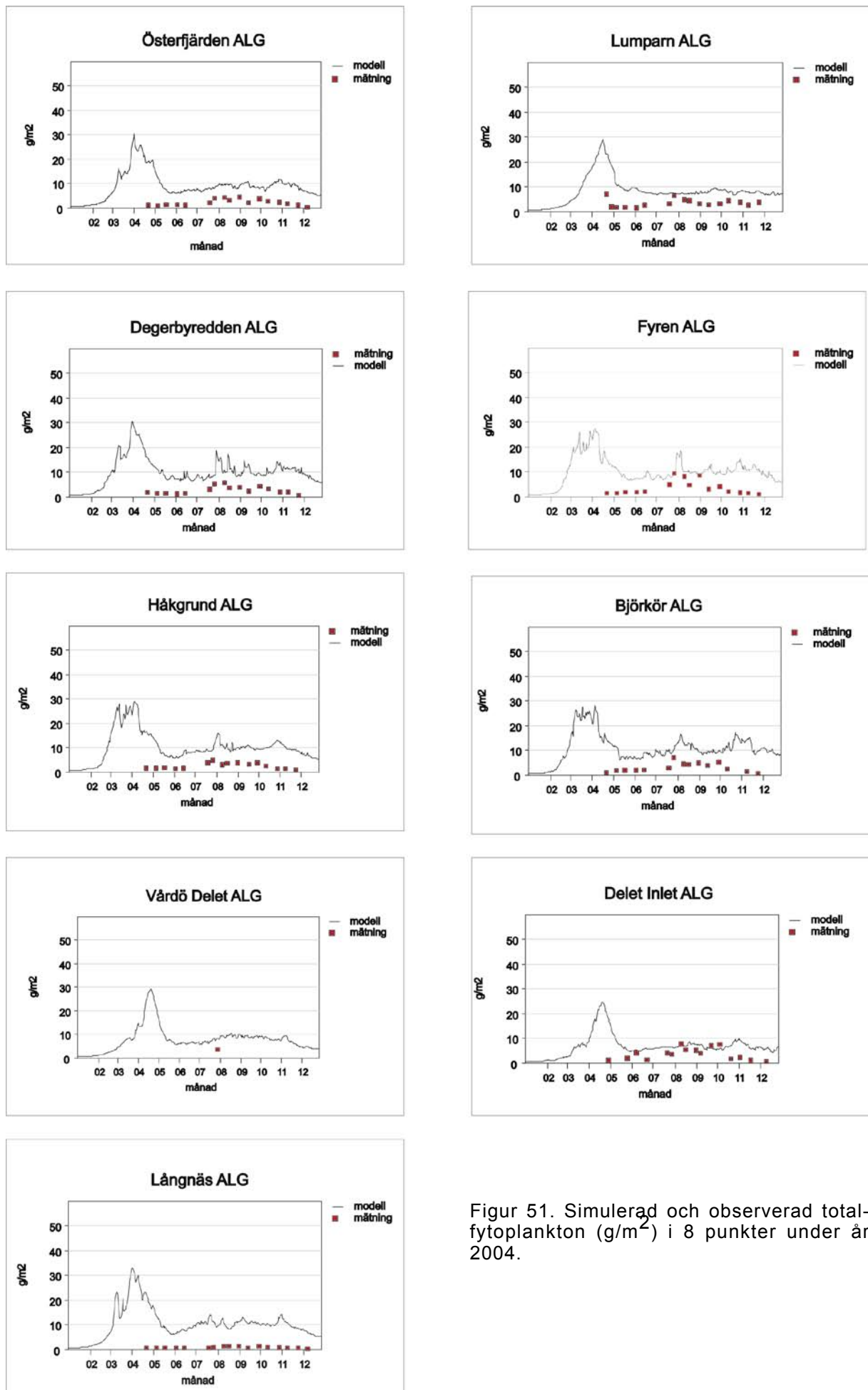
Figur 48. Simulerat och observerat DIN ($\mu\text{g/l}$) i 8 punkter under år 2004.



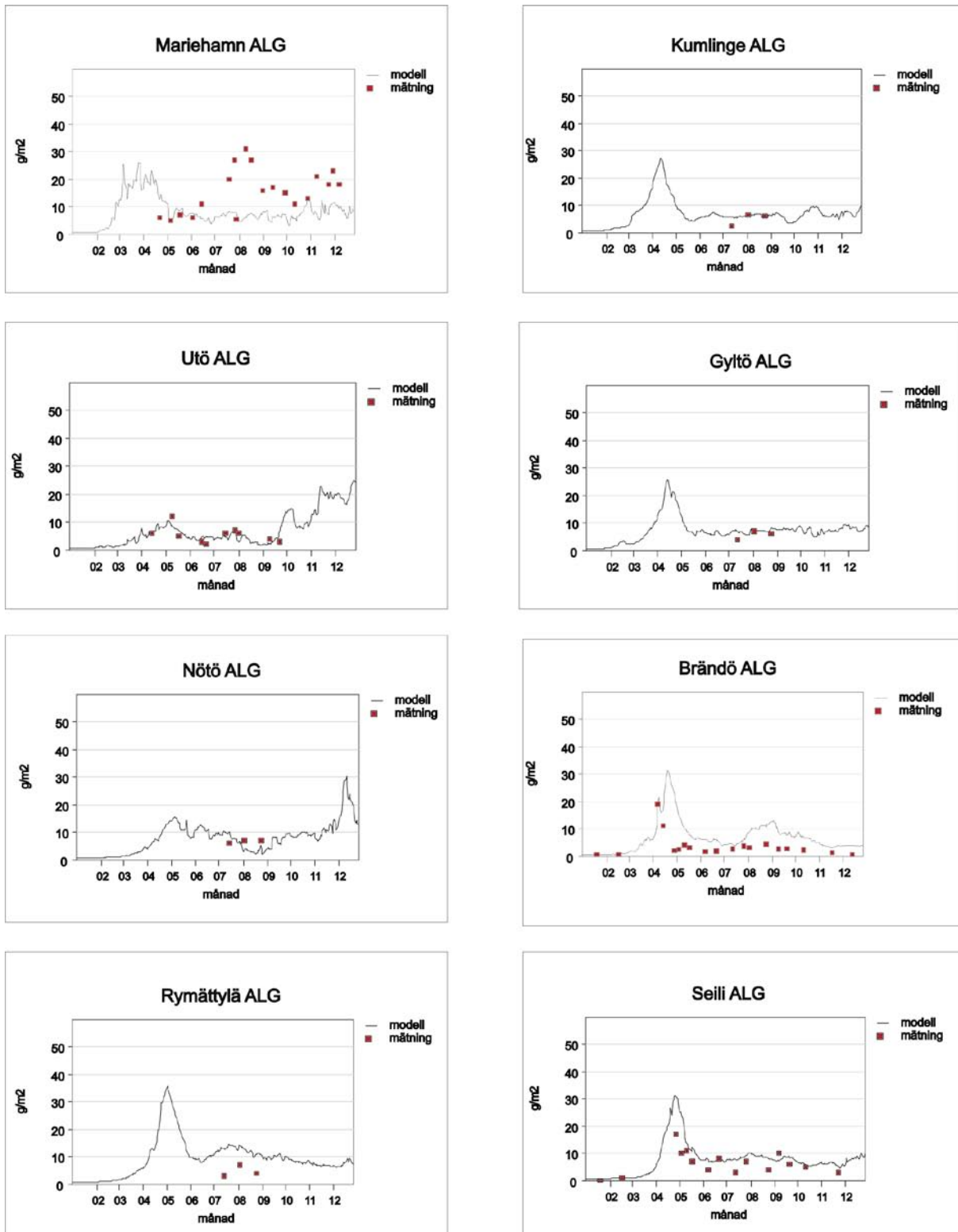
Figur 49. Simulerad och observerad DIP ($\mu\text{g/l}$) i 8 punkter under år 2004.



Figur 50. Simulerad och observerad DIP (µg/l) i 8 punkter under år 2004.



Figur 51. Simulerad och observerad total-fytoplankton (g/m^2) i 8 punkter under år 2004.



Figur 52. Simulerad och observerad totalfytoplankton (g/m^2) i 8 punkter under år 2004.

5.3.4 Scenarierna

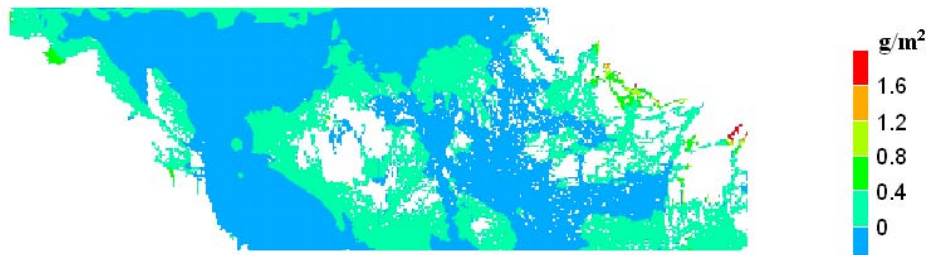
5.3.4.1 Scenarierna för minskning av näringsbelastningen

Modellen kördes med data från en vegetationsperiod för att åskådliggöra åtgärdernas direkta inverkan på vattenkvaliteten och algbiomassan. Beräkningen startade från början av kalenderåret och stoppades vid slutet av september. År 2004 valdes till referensår. En vegetationsperiod är en tillräckligt lång tid för en demonstration av de lokala åtgärdernas inverkan i öppna kustområden där vattnets uppehållstid är relativt kort. I inre skärgården finns några avsidade områden där vattenutbytet sker långsammare. I sådana områden borde beräkningstiderna helst vara längre vilket kan vara bra att hålla i minnet när man bedömer resultaten. Längre beräkningstider har dock inte ännu varit möjliga.

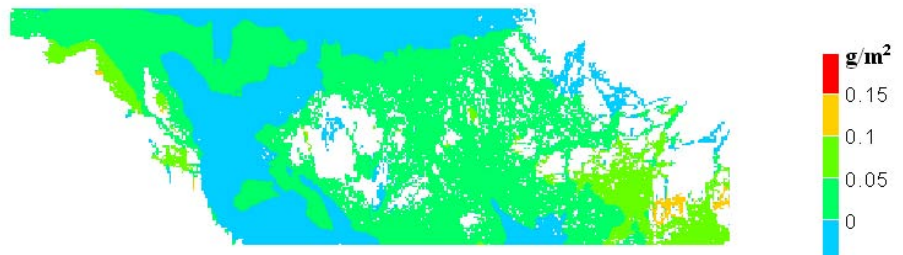
Scenariosimuleringarna kördes först med den nuvarande (2004) belastningen som betraktades som scenario 1. Medelbiomassorna (g/m^2) av totalfytoplankton och cyanobakterier under vegetationsperioden visas i figurerna 53 och 54. Modellen kördes också med ändrade belastningar enligt scenarierna 2-6. Medelbiomassorna av ALG1 (huvudsakligen vårblostande arter) och ALG2 (kvävefixerande cyanobakterier) registrerades för perioden januari-augusti (som betraktades som vegetationsperioden) i alla scenarier. Biomassorna för varje scenario jämfördes sedan med biomassan som motsvarade den nuvarande belastningen (scenario 1). Resultaten presenteras som relativa förändringar (%) av den totala fytoplanktonbiomassan vilket omfattar de båda alggrupperna ALG1 och ALG2 och beskriver den sammanlagda effekten på biomassorna. Likaså presenteras de relativa förändringarna (%) av cyanobakteriernas biomassa (enbart ALG2). Förändringarna indelas i tio storleksklasser, från -30 % till +25 %. Förändringar som är mindre än ± 5 % beaktas inte.

Alla modeller har en felmarginal. Man kan se det i valideringar och korrelationer med riktiga mätningar. En orsak för felen i modelleringen är oprecisa indata. Till exempel punktmätningarna för vind kan skilja sig en fjärdedelsgrad ($111 \times 111 \text{ km}^2$) från den genomsnittliga vinden för hela området. När man jämför den nuvarande (2004) situationen med skenarierna påverkar alla fel i indata på samma sätt på båda modeller. De simulerade skenarierna där man särskådar relativa ändringar i fytoplankton är mer sanningsenliga.

Figur 53. Den totala fytoplanktonbiomassan g/m^2 , medelvärdena för hela beräkningsperioden (1.1.2004-31.12.2004).



Figur 54. Cyanobakteriernas biomassa g/m^2 , medelvärdena för hela beräkningsperioden (1.1.2004-31.12.2004).



5.3.4.2 Scenario 2

I scenario 2 har åtgärder vidtagits inom alla nationella sektorer, inklusive jordbruket, skogsbruket, avloppsvattenreningen, fiskodlingen och industrin. Belastningen från avlägsna källor och från luften ändrades inte. De nationella miljöprogrammen hade enligt modellen en betydande inverkan på den totala fytoplanktonbiomassan som i vissa fall minskade så mycket som 30 % (Figurerna 55 och 56). Denna inverkan kunde ses tydligast i den inre skärgården och nära kusten. Inom landskapet Åland inverkade åtgärderna starkast utanför Mariehamn där den eutrofierande effekten minskade med så mycket som en tredjedel. Också i den finska skärgården i närheten av Pargas och Salo nåddes en minskning på 30 % av fytoplanktonbiomassan. Däremot visade modellen en mindre ökning av biomassan vid Merimasku. Det här är möjligt i modellberäkningarna för åmynningar som i allmänhet representerar en övergångszon mellan områden där fosfor respektive kväve utgör den begränsande faktorn. (Graneli et al 1990, Pitkänen & Tamminen 1995, Tamminen & Andersen 2006). När man vidtar åtgärder för att minska belastningen från vattendrag, leder det till en minskning av fytoplanktonbiomassan i de innersta delarna av åmynningarna. Då finns det mera överloppskväve som når de områden där det finns tillgänglig fosfor och där kvävet är det begränsande näringsämnet. Modellen visar då en ökning av fytoplanktonbiomassan i sådana områden.

Modellen visar en ökning på upp till 20 % av cyanobakteriebiomassan vid den finska kusten och i skärgården (Figur 57). När åtgärderna minskar kväve- och fosforbelastningarna procentuellt lika mycket, alltså inte enligt Redfields formel, visar modellen en omedelbar ökning av den alg tillgängliga fosfor. Inom beräkningarna för en vegetationsperiod innebär detta en ökning av cyanobakteriernas biomassa. I scenario 2 minskade kvävebelastningen från åar och den diffusa kvävebelastningen mera än de motsvarande fosforbelastningarna, i kommunala avloppsvatten minskade båda belastningarna procentuellt lika mycket, och fosforbelastningen från fiskodlingar och industrin minskade mera än kvävebelastningen.

5.3.4.3 Scenario 3

Scenario 3 var det enda där de nuvarande belastningarna utökades. Alla torrdass i skärgården och vid kusten (inom 200 meters avstånd från havet) förvandlades till vattenklosetter vars avloppsvatten antogs hamna i havet efter en behandling. Det här gjordes genom en ökning av den diffusa belastningen. Ökningarna var små, ungefär +2% jämfört med den diffusa belastningen år 2004. Det antogs att 85 % av fosfor och 40 % av kvävet avlägsnas i enlighet med statsrådets förordning om behandling av hushållsavloppsvatten i områden utanför vattenverkens avloppsnät.

Också konsekvenserna av ökningen blev små (Figur 58). Bara vid svenska kusten visade modellen en ökning på upp till 10 % av den totala fytoplanktonbiomassan, främst i smala sund (Figur 59). Dessa punkter är förmodligen utan motsvarighet i verkligheten eftersom det inte sattes in någon diffus bakgrundsbelastning i och med att informationen saknades medan de diffusa belastningarna från Åland och Finland ingick också i referensberäkningen. Verkningarna vid den svenska kusten tycks vara starkare när belastningen ökas från referenssituationen. I det fallet blir vissa förändringar förmodligen synliga i fytoplanktonbiomassan.

Ingen förändring kunde noteras i cyanobakteriernas biomassa.

5.3.4.4 Scenario 4

I scenario 4 minskades belastningen från avlägsna källor och nedfallet från luften med 10%. Minskningen

hade konsekvenser i ett stort område, praktiskt taget överallt på öppna havet och i yttre skärgården (Figur 60). Effekten når också de svenska och åländska kustområdena (Figurerna 61 och 62). I den finländska skärgården förhåller det sig annorlunda. Det stora antalet öar och trånga sund innebär att minskningen av belastningen från avlägsna källor inte har en inverkan på den inre skärgården. Det samma gäller de trånga sunden vid den svenska och åländska kusten. I stora områden minskas den totala fytoplanktonbiomassan i modellen med upp till 15 %.

Minskningen av kvävenedfallet från luften ökar i modellen cyanobakteriebiomassan i områden där vattenutbytet är dåligt, i Gustavs-Tövsala i den finländska skärgården och i Lumparn vid Åland (Figur 62). Ökningen stannar under 15 % vilket innebär en ökning av biomassan med mindre än 1 g/m² under sommaren, medan de flesta mätningarna under det modellerade sommaren gav ett maximivärde på 10 g/m² för fytoplanktonmassan (Fig. 51 och 52). I Mariehamn mättes under det modellerade året ett kortvarigt maximum på ungefär 30 g/m².

5.3.4.5 Scenario 5

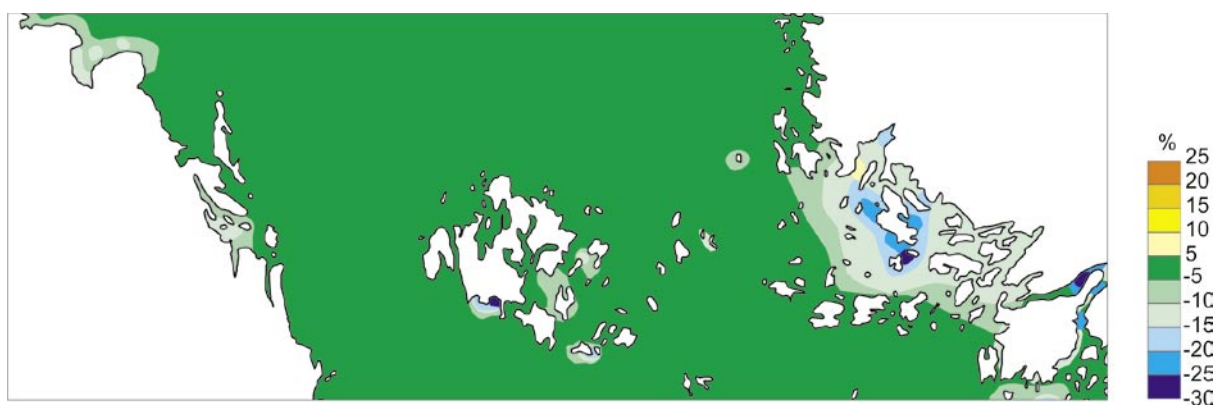
Både kväve- och fosforbelastningen minskades med 40 % i avloppsreningsverk vilket påverkade läget nära belastningskällorna (Figurerna 63 och 64). Utanför Mariehamn inom landskapet Åland minskade den totala fytoplanktonbiomassan med upp till 20 %. I de finländska och svenska skärgårdarna minskade den totala fytoplanktonbiomassan med 5-15 %. I större skala, i de öppna havsområdena och i yttre skärgården, var förändringarna obetydliga.

En ökning av cyanobakteriernas biomassa noterades på samma sätt som i scenarierna 2 och 4 (Figur 65). Ökningen skedde bara lokalt. Cyanobakteriernas biomassa är liten jämfört med de vårblomande arternas biomassa. Därmed var åtgärdernas inverkan på den totala biomassan gynnsam. Ökningen av cyanobakteriernas biomassa förekommer dessutom i mera begränsade områden än den gynnsamma effekten på den totala fytoplanktonbiomassan.

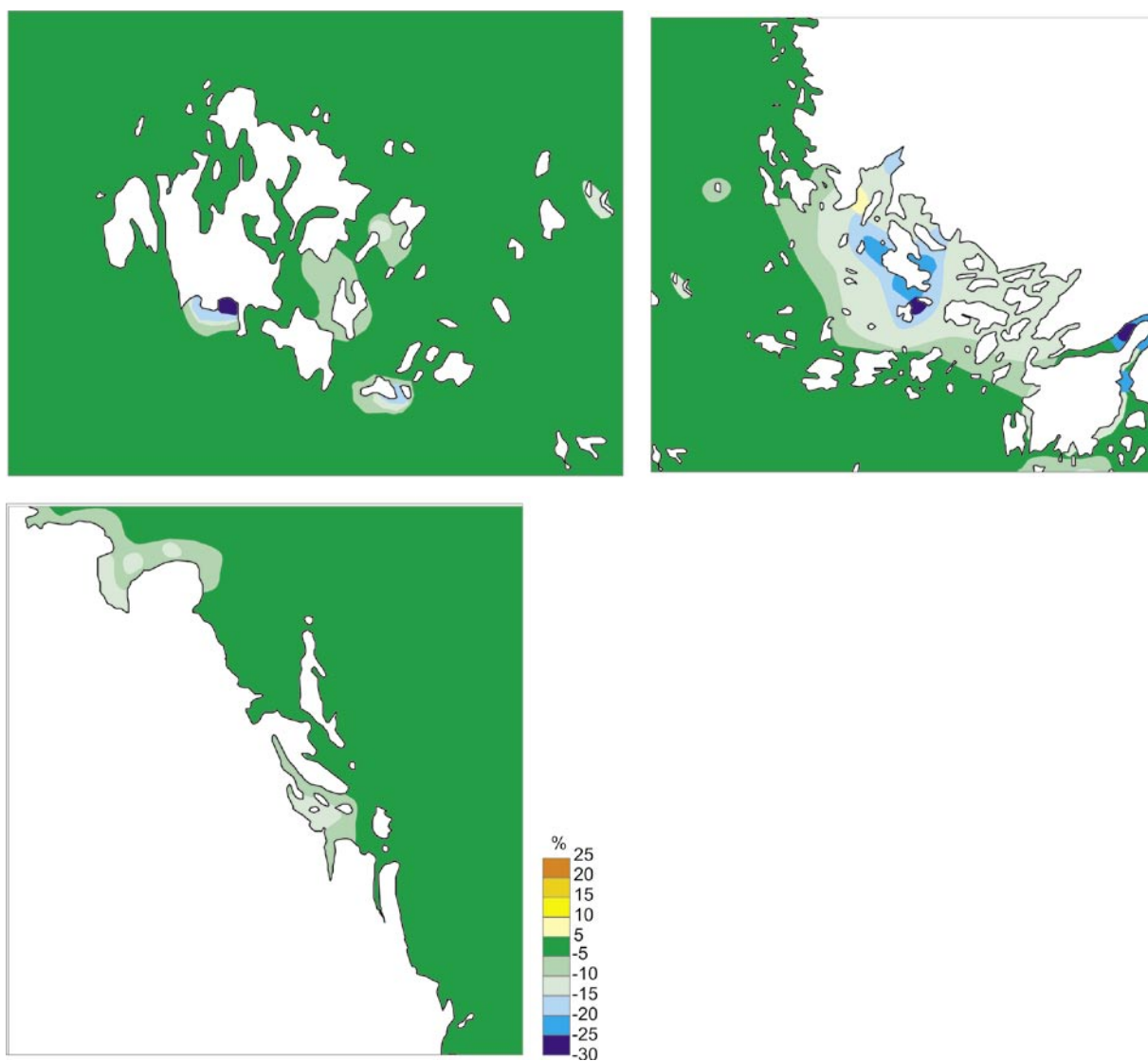
5.3.4.6 Scenario 6

I scenario 6 var den sammanlagda belastningen från fiskodlingar oförändrad, men belastningen fördelades annorlunda mellan olika ställen. De ungefär 40 fiskodlingarna inom Åland placerades på 5 ställen av vilka 3 var nuvarande ställen och 2 var nya ställen. Belastningen från varje fiskodlingsställe var 1/5 av den totala belastningen år 2004 (Figur 66). I Finland omplacerades bara 9 fiskodlingar, de övriga behölls på sina nuvarande platser. Trots oförändrad belastningsmängd skedde det en minskning på 10-20 % av den totala fytoplanktonbiomassan vid de ursprungliga belastningsställena inom Åland och den finländska skärgården (Figur 67). Inom Åland noterades de starkaste effekterna i området sydväst om Vårdö och i Föglö. Den totala fytoplanktonbiomassan minskade också i områdena kring Lumparn och i havsområdet sydost om Mariehamn. Också sundet mellan Iniö och Brändö gynnas av flyttningen av fiskodlingarna. Vattnets uppehållstider är kortare på de nya ställena och tillskottet av näringsämnen försvinner snabbare från området.

I området kring Ströömi kan ökningen av blågrönalgernas biomassa uppgå till 25 % (Figur 68), vilket är en omedelbar reaktion på förändringen i belastningen. När den totala fytoplanktonbiomassan minskar sker det i ett längre tidsperspektiv också en minskning av de näringsämnen som är tillgängliga för de blågröna algerna. Inom Åland noterades ingen förändring av cyanobakteriernas biomassa.



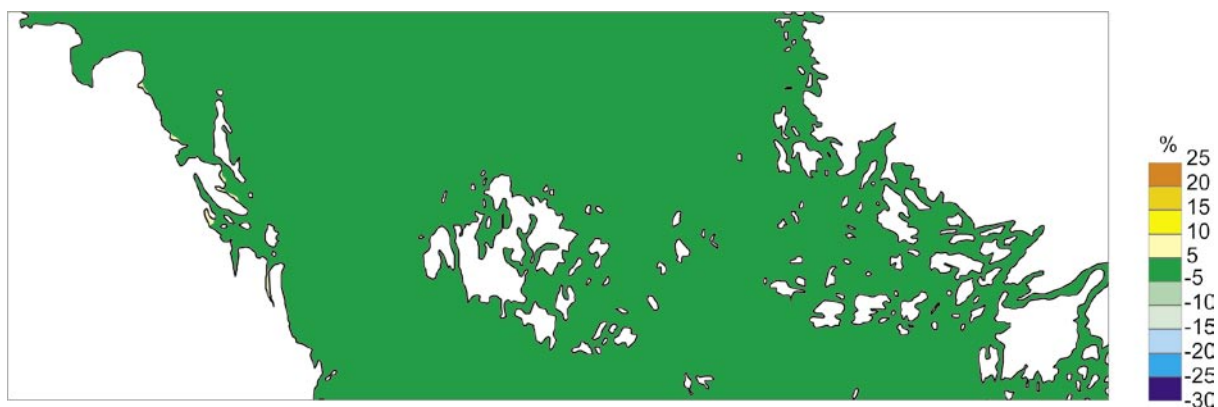
Figur 55. Inverkan (%) av de nationella miljöprogrammen (scenario 2) på den totala fytoplanktonbiomassan. Referensåret är 2004.



Figur 56. Inverkan (%) av de nationella miljöprogrammen (scenario 2) på den totala fytoplanktonbiomassan i de tre modellerade områdena (den svenska kusten, Åland och den finska skärgården). Referensåret är 2004.



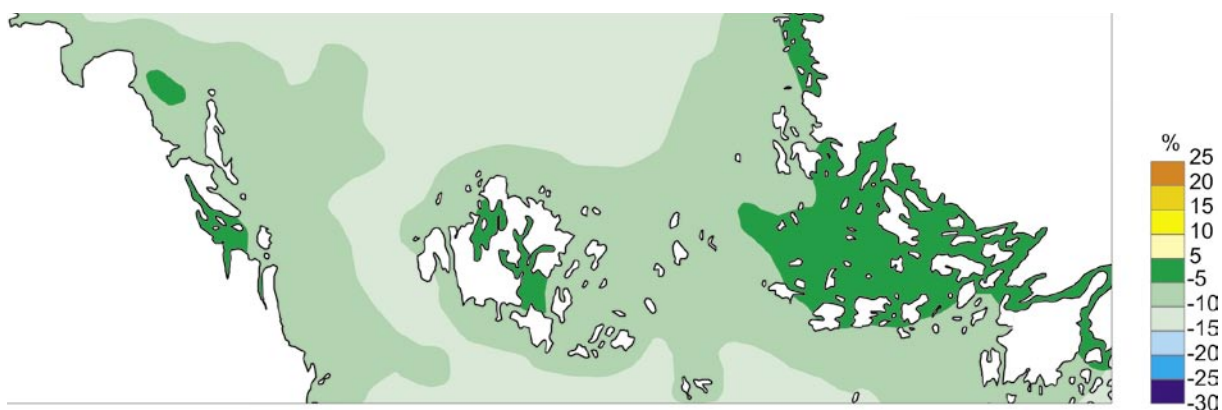
Figur 57. Inverkan (%) av de nationella miljöprogrammen (scenario 2) på cyanobakteriebiomassan. Referensåret är 2004.



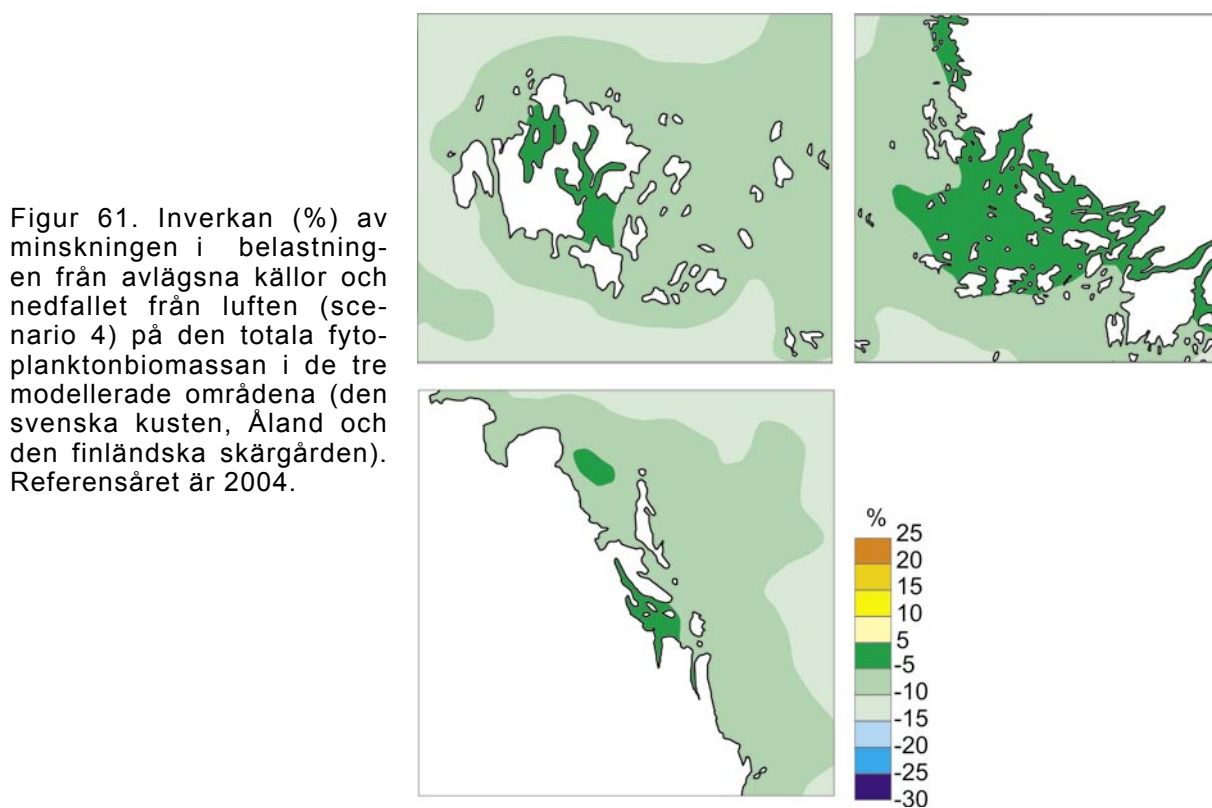
Figur 58. Inverkan (%) av "torrdassystemet" (scenario 3) på den totala fytoplanktonbiomassan. Referensåret är 2004.

Figur 59. Inverkan (%) av "torrdassystemet" (scenario 3) på den totala fytoplanktonbiomassan vid den svenska kusten. Referensåret är 2004.





Figur 60. Inverkan (%) av minskningen i belastningen från avlägsna källor och nedfallet från luften (scenario 4) på den totala fytoplanktonbiomassan. Referensåret är 2004.



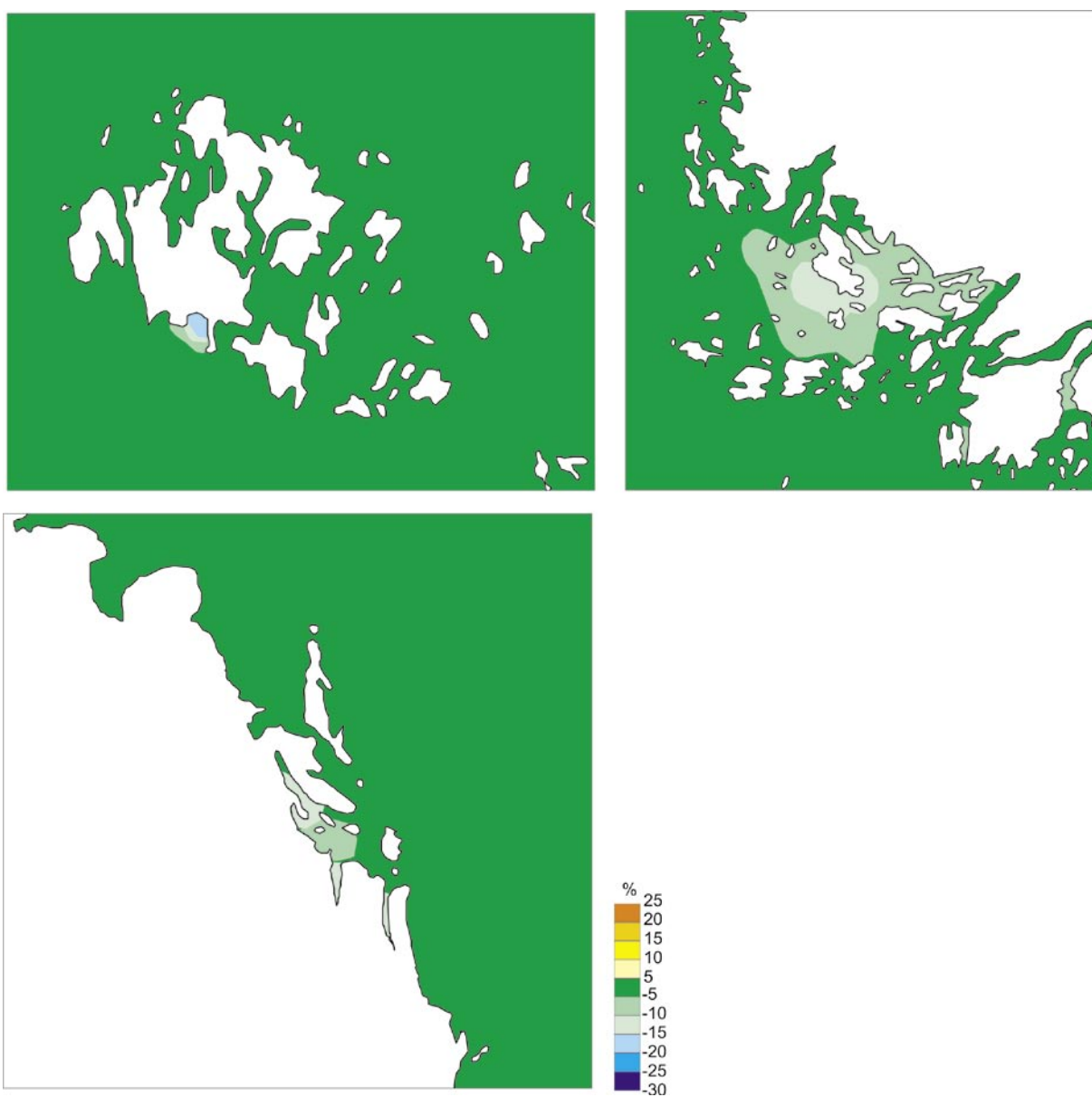
Figur 61. Inverkan (%) av minskningen i belastningen från avlägsna källor och nedfallet från luften (scenario 4) på den totala fytoplanktonbiomassan i de tre modellerade områdena (den svenska kusten, Åland och den finländska skärgården). Referensåret är 2004.



Figur 62. Inverkan (%) av minskningen i belastningen från avlägsna källor och nedfallet från luften (scenario 4) på cyanobakteriernas biomassa. Referensåret är 2004.



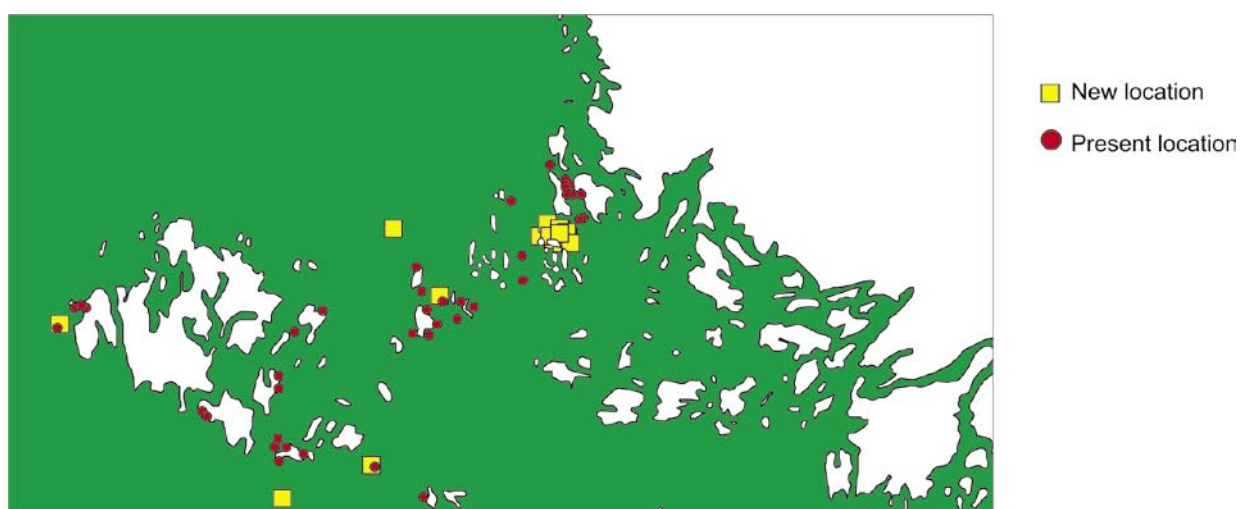
Figur 63. Inverkan (%) av utsläppsminskningarna vid avloppsreningsverk (scenario 5) på den totala fytoplanktonbiomassan. Referensåret är 2004.



Figur 64. Inverkan (%) av utsläppsminskningarna vid avloppsreningsverk (scenario 5) på den totala fytoplanktonbiomassan i de tre modellerade områdena (den svenska kusten, Åland, och den finländska skärgården). Referensåret är 2004.



Figur 65. Inverkan (%) av utsläppsminskningarna vid avloppsreningsverk (scenario 5) på cyanobakteriernas biomassa. Referensåret är 2004.



Figur 66. De nya och nuvarande ställena för de omplacerade fiskodlingarna i scenario 6. De nya ställena visas med gula fyrkanter, de nuvarande ställena med röda punkter.



Figur 67. Inverkan (%) av omplaceringen av fiskodlingarna (scenario 6) på den totala fytoplanktonbiomassan. Referensåret är 2004.



Figur 68. Inverkan (%) av omplaceringen av fiskodlingarna (scenario 6) på cyanobakteriernas biomassa. Referensåret är 2004.

5.3.4.7 Slutsatser kring scenarierna

De scenarier som simulerades med modellen SYKE-EIA valdes så att de motsvarade verkliga planer för framtida åtgärder eller beslut som redan fattats. Belastningsminskningarna antogs vara realistiska och inte bara hypotetiska överoptimistiska scenarier. Några scenarier hade likriktade element (scenarierna 2 och 5), andra var sinsemellan helt motsatta (scenarierna 2 och 4). Scenarierna 3 och 6 hade en helt annan skala än de tre övriga medan belastningen ändrades bara lite eller inte alls. Denna komplexitet av de beräknade scenarierna ger också en uppfattning om modellens möjligheter och svagheter.

Scenario 2 visar tydligt den eutrofierande effekten av de nationella belastningarna på kustvatten och skärgården. Genomförandet av de nationella programmen skulle ha en positiv inverkan på vattenkvaliteten. Därmed kan det också noteras att de nationella programmen är väl planerade. De gynnsamma effekterna som nås med utsläppsreduceringarna sker inom inre skärgården och nära kusten i modellkörningen för första vegetationsperioden. Effekterna syns i de mest belastade delarna av skärgården. Om längre modellkörningar blev möjliga kunde effekterna kanske ses även något avlägsnare delar, i den yttre skärgården, särskilt på den finska sidan. De skulle dock inte nå de öppna havsområdena. De gynnsamma effekterna är dock viktiga för själva skärgården och kustområdena som har stor betydelse för boende och fritidsaktiviteter. Bland miljöfrågorna hör vattenkvaliteten och kustregionens problem till de mest omdiskuterade och omtvistade. De åtgärder som vidtas för att förbättra processerna vid avloppsreningsverk, fiskodlingar, fabriker, åkrar och skogar har konsekvenser även för livskvaliteten hos de människor som lever vid kusten och i skärgården eller som vistas där under sin fritid.

Scenario 3 visar modellens begränsningar samt konsekvenserna av små förändringar i belastningen. Modellens upplösning är alltid en relevant fråga när det görs små förändringar i belastningen. Även små ökningar av belastningen kan ha en betydande inverkan i en liten skala. Förändringar i vattenkvaliteten inom ett begränsat område kan vara viktiga för människor vars bostad eller sommarstuga ligger i ett område där det sker förändringar. Scenario 3 hade små eller obefintliga konsekvenser för tillväxten av fytoplankton i den här modellgriddens skala. I Föglöfjärden i Åland var modellens resolution ungefär 116 m men inga tydliga effekter kunde noteras. I de finska och svenska skärgårdarna var resolutionen ungefär 463 m. Lokala effekter är dock möjliga även om modellen visar bara obefintliga effekter.

Minskningen av belastningen från avlägsna källor och av kvävenedfallet från luften är av stor betydelse för de finländska och svenska havsområdena (scenario 4). En minskning på upp till 15 % av fytoplanktonbiomassan i stora områden har en betydande inverkan på vattenkvaliteten i allmänhet. Effekten kan dock inte ses i den inre skärgården som påverkas starkt av de lokala och regionala belastningarna. Förändringarna av biomassan är inte lika starka som i scenario 2 (de nationella miljöprogrammen) men de förekommer i större områden. Efter blomningen sker det en minskning av den syrekonsumerande döda biomassan som sjunker till botten. Syrebristen sätter igång den interna belastningen från bottenbotten. Mindre syrekonsumerande material i havets botten innebär bättre möjligheter till återhämtning av botten. För att nå allmänt bättre vattenkvalitet i Östersjön borde alla länder kring Östersjön genomföra de nödvändiga åtgärderna för att minska den externa belastningen som anländer till Östersjön. Nyare modellstudier visar att de minskningar av belastningen som görs i St. Petersburg och i Polen kommer att ha betydande konsekvenser för Finska viken och skärgårdarna i ett tidsperspektiv på 30 år (Pitkänen et al 2006). Det behövs internationellt samarbete för bättre vattenkvalitet i Östersjön. Finland och Sverige kan själva inte göra mycket åt den här delen av belastningen.

Minskningen av kvävenedfallet från luften i scenario 4 ökar cyanobakteriernas biomassa i de områden i modellen där vattenutbytet är dåligt – i Gustavs-Tövsala i den finländska skärgården samt i Lumparn inom landskapet Åland. Ökningen är mindre än 15 %. Inom modellområdet innebär det en ökning av biomassan med 1 g/m² under sommaren (Fig. 41 och 42). I Mariehamn noterades ett kortvarigt maximum på 30 g/m². Det mest produktiva skedet under vegetationsperioden i norra Östersjön är ändå vårbloomingen (Lignell et al. 1993). Ökningen av cyanobakterier är av ganska ringa betydelse jämfört med minskningen av den totala fytoplanktonbiomassan.

Scenario 5 minskar fytoplanktonbiomassan nära utloppsställena. Även om effekterna syns i begränsade områden är de lokalt betydelsefulla. T.ex. utanför Mariehamn minskade den totala fytoplanktonbiomassan med så mycket som 20 %. Tillsammans med andra åtgärder (scenario 2) är effekten ännu starkare. I de öppna havsområdena är effekterna dock obefintliga. Finland och Sverige har under de senaste decennierna effektivt reducerat sina näringsutsläpp. Ytterligare minskningar kommer att bli dyra. Alla tänkbare åtgärder för att minska belastningen kan ändå leda till förbättringar som är av ekonomisk och rekreativ betydelse.

Det är anmärkningsvärt att belastningspunktens läge kan betydligt påverka miljökonsekvenserna enligt scenario 6. Även om belastningsmängden inte minskas kan man se tydliga effekter vid de ursprungliga belastningsställena där vattenutbytet är dåligt. När nya fiskodlingar planeras borde man fästa särskild uppmärksamhet på att bedöma det föreslagna stället. Om det är möjligt att omplacera existerande fiskodlingar borde man överväga det som en möjlighet att lokalt förbättra vattenkvaliteten.

Modellering kan visa sina bästa sidor när man simulerar scenarier. Man kan t.ex. göra scenarier om framtida aktiviteter, om olycksfall eller om inverkan av en viss belastningspunkt på hela systemet. I vanliga fall kan scenarier inte produceras på något annat sätt medan det är relativt enkelt att modifiera en modell. Visserligen har modellerna sina begränsningar vilket bör hållas i minnet när man examinerar scenarieresultaten. Alla modeller är förenklingar av verkligheten men ändå användbara verktyg som ger indikativa resultat för scenarierna. Modellen kan beskriva huvudfaktorerna i de intressanta variabelernas dynamik. Effekten i ett scenario kan visa sig inom ett större eller mindre område, effektens intensitet kan variera i det verkliga livet. Effekternas riktning kan examineras med hjälp av modellerna vilket gör dem till värdefulla verktyg för bedömning av föreslagna eller planerade åtgärder.

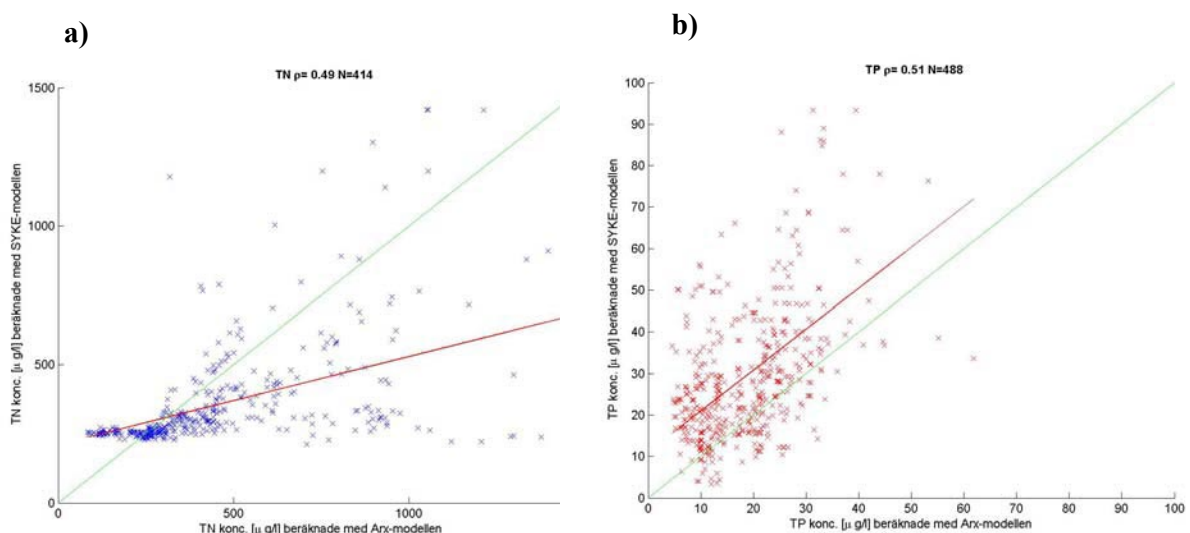
5.4 Jämförelse mellan modellresultat

Anders Engqvist och Päivi Korpinen

I uppdraget ingick även att jämföra modellresultaten med Arx-modellen gentemot motsvarande som beräknats med SYKE-modellen. I motsats till ovan anförda närsaltsdynamiska beräkningar som behandlar TN och TP som passiva spårämnen, hade i SYKE-modellen även sedimentationsprocesserna varit aktiva. Vidare har olika konventioner använts för multipla data och sådana som faller utanför det maximala djupet. SYKE/EIA-konsortiet har varit mycket konservativa i datahantering och endast medtagit de mätpunkter för vilka både TN och TP samtidigt mätts. Inga mätkoordinater var vidare angivna i deras dataunderlag, varför jämförelsen har begränsats till att omfatta endast de mätvärden som för varje mätdatum uppvisar ett unikt värde och som återfinns kopplade till ett simuleringsvärde i båda dataunderlagen som jämförelsen berör.

Resultatet blir att för TN kan 414 simuleringsdatapar jämföras, medan för TP erhålls 488. Korrelationsdiagrammen för dessa par återges i Fig. 69. Korrelationskoefficienterna är ca 0,5 i båda fallen. I förhållande till Arx-modellen, under (alt. över) skattar SYKE/EIA-modellen TN (alt. TP)-koncentrationerna. Dessa regressionslinjer lutar olika (närmast perfekt lutning för TP), vilket tillsammans med kunskapen om den skiljaktliga sedimentationen inte gör det angeläget att fördjupa jämförelsen. En möjlig tolkning av dessa resultat är att TN-koncentrationerna till en övervägande del är uppmätta i rum sjö där sedimentationsprocesserna kan innebära en avsevärd vertikal förflyttning nedåt så att jämförelsen kommer att göras med andra högre TN-koncentrationer. På grundare och mer i vertikal led välomblandade områden spelar en vertikal omlagring mindre roll.

Eftersom koncentrationsnivåerna för bägge modellerna är jämförbara och att såväl underskattning som överskattning förekommer i jämförelsen, är detta ett tecken på att inga allvarliga systematiska misstag vid kodifiering av modellsimuleringarna har gjorts i samband arbetet med någondera av modellerna.



Figur 69. Korrelationsdiagram för a) TN och b) TP med den horisontella axeln representerande de simuleringar som gjorts i de aktuella Arx-modellen medan den vertikala axeln är de som utförts av SYKE/EIA-konsortiet. Notera att lutningen för regressionslinjen för TP är approximativt sammanfallande med den ideala diagonala linjen, som i dessa två diagram markerats med grön färg.

Referenser

- AMBJÖRN, C. & L. GIDHAGEN, 1979. Vatten- och materialtransporter mellan Bottniska viken och Östersjön. SMHI rapport RHO 19. 52 sid.
- ANDREJEV, O., K. MYRBERG & P. LUNDBERG, 2004a. Age and renewal time of water masses in a semienclosed basin - application to the Gulf of Finland. *Tellus*, 56A, 548-558.
- ANDREJEV, O., K. MYRBERG, P. ALENIUS & P. LUNDBERG, 2004b. Mean circulation and water exchange in the Gulf of Finland - a study based on three-dimensional modelling. *Boreal Env. Res.*, 9, 1-16.
- ANDREJEV, O. & A. SOKOLOV, 1990. 3-D baroclinic hydrodynamic model and its application to Skagerrak circulation modeling. 17th Conf. Of Baltic Oceanographers, Proc. 38-46.
- EILOLA, K., 2002. Vattenkvalitetsmodellering: Ålands skärgård. Rapport från Ocean Origo AB. 21 sid.
- EKHOLM, P., 1998. Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. Monographs of the Boreal Environmental Research 11, 66 pp.
- EKHOLM P. & K. KROGERUS, 2003. Determining algal available phosphorus of different origin: Routine phosphorus analysis vs. algal assays. *Hydrobiologia* 492: 29-42.
- ENGQVIST, A. & O. ANDREJEV, 1999. Water exchange of Öregrundsgrepen. A baroclinic 3D-model study. SKB TR-99-11. 59 sid. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- ENGQVIST, A. & O. ANDREJEV, 2000. Sensitivity analysis with regard to variations of physical forcing including two possible future hydrographic regimes for the Öregrundsgrepen. A follow-up baroclinic 3D-model study. SKB TR-00-01. 44 pp. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- ENGQVIST, A., 2001. Slutrapport till MISTRA-projektet (Dnr 97371).
- ENGQVIST, A., 2002. Grafisk översikt av årsgenomsnittligt vattenutbyte i Stockholms skärgård. Rapport till SKVVF. 16 sid.
- ENGQVIST, A. & O. ANDREJEV, 2003. Water exchange of the Stockholm archipelago – a cascade framework modelling approach. *J Sea research*, 49, 275-294.
- ENGQVIST, A. & P. STENSTRÖM, 2004. Archipelago Strait Exchange Processes – an overview. *Deep Sea Research II* 51: 371-392.
- ENGQVIST, A. & P. STENSTRÖM, 2006. Flow regimes and long-term water exchange of the Himmerfjärden estuary. Accepterad för publ. i *Estuarine, Coastal & Shelf Science*.
- ENGQVIST, A., T. KOHONEN, B. FLADVAD, H. HELMINEN, M. WENNSTRÖM, J. MATTILA & O. ANDREJEV, 2005. A joint decision support system for effective water protection measures in the archipelagos of Turku, Åland and Stockholm. Poster presentation at IMEMS 2005 Conference in Helsinki. http://www.abo.fi/fak/mnf/biol/huso/bevis/IMEMS_poster2.pdf
- FALKOWSKI, P.G., 1997. Evolution of the nitrogen cycle and its influence on the biological sequestration of CO₂ in the ocean. *Nature* 387, 272-275.

- FINNISH ENVIRONMENT INSTITUTE, 2005. Hertta database, River flow
- FINNISH INSTITUTE OF MARINE RESEARCH ICE SERVICE, 2005. Ice data
- FINNISH MARITIME ADMINISTRATIONS, 2004. Digital seamaps from database for Finnish sea area
- FRISK, T., 1982. An oxygen model for Lake Haukivesi. *Hydrobiologia* 86:133-139.
- GARBER, J.H., 1984. Laboratory study of nitrogen and phosphorus remineralisation during the decomposition of coastal plankton and seston. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 18, 685-702.
- GLIBERT, P.M., D.J. CONLEY, T.R. FISHER, L.W. HARDING Jr & T.C. MALONE, 1995. Dynamics of the 1990 winter /spring bloom in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 122:27-43.
- GRAHAM, L.P., 1999. Modeling runoff to the Baltic Sea. *Ambio* 28, 328-334.
- GRANÉLI, E., K. WALLSTRÖM, U. LARSSON, W. GRANELI & R. ELMGREN, 1990. Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea area. *Ambio* 19: 142–151.
- HANNU, L., J. KOPONEN & M. VIRTANEN, 2000. Combating nutrient spillage in the Archipelago Sea – a model system for coastal management support, *Environmental Coastal Regions III*, edited by G Rodrigues, C A Brebbia & E P Martell, WIT press, Swansea. 9 sid.
- HELMINEN, H., E. JUNTURA, J. KOPONEN, P. LAIHONEN & H. YLINEN, 1998. Assessing of long distance background nutrient loading to the Archipelago Sea, northern Baltic with a hydrodynamic model. *Environmental Modelling & Software* 13, 511-518.
- ISTVÁNOVICS, V., J. PADISÁK, K. PETTERSSON & D.C. PIERSON, 1994. Growth and phosphorus uptake of summer phytoplankton in Lake Erken (Sweden). *Journal of Plankton Research* 16 (9):1167-1196.
- KIIRIKKI, M., A. INKALA, H. KUOSA, M. KUUSISTO & J. SARKKULA, 2001. Evaluating the effects of nutrient load reductions on the biomass of toxic nitrogen-fixing cyanobacteria in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Boreal Environment Research* 6: 131–146.
- KIIRIKKI, M., P. VÄLIPAKKA, P. KORPINEN, J. KOPONEN & J. SARKKULA, 2002. 3D-Ecosystem models as decision support tools in the Gulf of Finland-Kotka archipelago as an example. In: Schernewski, G., Schiewer, U. (eds.) *Baltic Coastal Ecosystems – Structure, function and coastal zone management*. CEEDES Central and Eastern Europe development studies. Springer. pp 293-309.
- KIIRIKKI, M., J. LEHTORANTA, A. INKALA, H. PITKÄNEN, S. HIETANEN, P.O.J. HALL, A. TENGBERG, J. KOPONEN & J. SARKKULA, 2006. A simple sediment process description suitable for 3D-ecosystem modelling – Development and testing in the Gulf of Finland. *Journal of Marine Systems* 61 (1-2):55-66.
- KONONEN, K. & J.-M. LEPPÄNEN, 1997. Patchiness, scales and controlling mechanisms of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: Application of a multiscale research strategy. In: *Monitoring algal blooms: New techniques for detecting large-scale environmental change*. (Kahru, M. & Brown, C.W., eds.) Landes Bioscience. Austin, pp. 63-84.

- KOPONEN, J., E. ALASAARELA, K. LEHTINEN, J. SARKKULA, P. SIMBIEROWICZ, H. VEPSÄ & M. VIRTANEN, 1992. Modelling the Dynamics of a Large Sea Area, Bothnian Bay Research Project 1988–90. Publications of the Water and Environment Research Institute 7:1-91. National Board of Waters and the Environment, Helsinki, Finland.
- KOPONEN J., M. KUMMU, H. LAURI, M. VIRTANEN, A. INKALA, J. SARKKULA & I. SUOJANEN, 2006. Technical Paper No.1 – EIA 3D Model Manual, Hydrological, Environmental and Socio-Economic Modelling Tools for the Lower Mekong Basin Impact Assessment. Water Utilisation Programme WUP-FIN, Phase II.
- KORPINEN, P., M. KIIRIKKI, J. KOPONEN, J. SARKKULA & P. VÄÄNÄNEN, 2002a. Bedömning av eutrofieringsutvecklingen i havsområdena utanför Kotka och Bårgå med 3D-vattendragsmodeller (på finska). *Miljö i Finland* 587:1-39.
- KORPINEN, P., J. KOPONEN, M. KIIRIKKI, J. SARKKULA, H. PELTONIEMI, P. VÄÄNÄNEN & M. GÄSTGIFVARS, 2002b. Vattendragsmodellen HESPO: Approximering av miljöriskerna och eutrofieringsutvecklingen i havsområdet Helsingfors-Esbo-Tallinn. *Miljö i Finland* 559:1-46.
- KORPINEN, P., M. KIIRIKKI, P. RANTANEN, A. INKALA & J. SARKKULA, 2003. High resolution 3D-ecosystem model for the Neva Bay and Estuary - model validation and future scenarios. *Oceanologia* 2003, no 45(1), pp. 67-80.
- KORPINEN, P., M. KIIRIKKI, J. KOPONEN, H. PELTONIEMI & J. SARKKULA, 2004. Evaluation and control of eutrophication in Helsinki sea area with the help of a nested 3D-ecohydrodynamic model. *Journal of Marine Systems*, 45(3-4):255-265.
- KUUSISTO, M., J. KOPONEN & J. SARKKULA, 1998. Modelled phytoplankton dynamics in the Gulf of Finland. *Environmental Modelling & Software* 13:461-470.
- LAUNOIS, L., 2006. Validation de simulations de la dynamique de nutriments par un modèle 3D pour trois archipels de la Baltique. 28 sid. (på franska). <http://www.abo.fi/fak/mnf/biol/huso/bevis/>
- LIGNELL, R., A.-S. HEISKANEN, H. KUOSA, K. GUNDERSEN, P. KUUPPO-LEINIKKI, R. PAJUNIEMI & A. UITTO, 1993. Fate of a phytoplankton spring bloom – sedimentation and carbon flow in the planktonic food web in the northern Baltic. *Marine Ecology Progress Series* 94:239-252.
- LUNDQVIST, J.-E. & U. GULLNE., 2005. A summary of the ice season and icebreaking activities 2004/2005. SMHI, Norrköping. 51 pp.
- PITKÄNEN, H. & T. TAMMINEN, 1995. Nitrogen and phosphorus as production limiting factors in the estuarine waters of the eastern Gulf of Finland. *Marine Ecology Progress Series* 129: 283–294.
- PITKÄNEN, H., M. KIIRIKKI, O. SAVCHUK, A. RÄIKE & F. WULFF, 2006. Searching efficient protection strategies for the eutrophied Gulf of Finland: The combined use of 1D and 3D modelling in assessing long-term state scenarios with high spatial resolution. *Ambio* (in press).
- REDFIELD, A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46, 205-221.
- SELLNER, K.G., M.M. OLSON & K. OLLI, 1996. Copepod interactions with toxic and non-toxic cyanobacteria from the Gulf of Finland. *Phycologia* 35 (suppl.): 177-182.

- SIMONS, T.J., 1980. Circulation Models of Lakes and Inland Seas. Can. Bull. Fish. Aquant. Sci. 203.
- SOKOLOV, A., O. ANDREJEV, F. WULFF & M. RODRIGUEZ-MEDINA, 1997. The data assimilation system for data analysis in the Baltic Sea. Systems Ecology contr. Nr. 3. 66 sid.
- STOCKHOLM UNIVERSITET, 2004. Data Assimilation System and Baltic Environmental Database.
- SVENSKT VATTENARKIV, 2003. Djupdata för havsområden 2003. SMHI, oceanografi rapport nr 73. 69 sid.
- SWEDISH MARITIME ADMINISTRATIONS, 2004. Digital seamaps, Numbers: 534, 535, 536, 611 and 719
- SWEDISH METEOROLOGICAL AND HYDROLOGICAL INSTITUTE, 2005. Reanalysis meteorological data
- TAMMINEN, T. & T. ANDERSEN, 2006. Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic sea gradients of salinity and eutrophication. Marine Ecology Progress Series (in press).
- TYRRELL, T., 1999. The relative influence of nitrogen and phosphorus on the oceanic primary production. Nature 400, 525-531.
- WALDH, F., 2002. Water exchange in shallow water systems. B331 Projektarbete. Earth Science Centre, Göteborg University. ISSN 1400-3821. 50 pp.

Bilaga 1. Model variablerna

symbol	definition	unit	symbol in user interface
c_C	Biomass of cyanobacteria (wet weight)	g m^{-2}	ALG2
c_A	Biomass of the other algae (wet weight)	g m^{-2}	ALG1
c_{DIN}	DIN concentration	mg m^{-3}	DINN
c_{DIP}	DIP concentration	mg m^{-3}	DIPP
c_{Ndet}	Detritus nitrogen	mg m^{-3}	NDET
c_{Pdet}	Detritus phosphorus	mg m^{-3}	PDET
L_{DIN}	DIN load	$\text{mg m}^{-3} \text{d}^{-1}$	
L_{DIP}	DIP load	$\text{mg m}^{-3} \text{d}^{-1}$	
I	Total radiation	$\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$	
T	Temperature	$^{\circ} \text{C}$	
Ice	Ice-cover (0,1)	-	
t	Time	d	
h	Depth of grid cell	m	

Bilaga 2. Model parametrarna

Symbol	definition	reference	value	unit
N_{inC}	Nitrogen in cyanobacteria	Redfield, 1958	0.0193	-
P_{inC}	Phosphorus in cyanobacteria	Redfield, 1958	0.00268	-
N_{inA}	Nitrogen in the other algae	Redfield, 1958	0.0193	-
P_{inA}	Phosphorus in the other algae	Redfield, 1958	0.00268	-
μ_{Cmax}	Maximal growth rate of cyanobacteria	calibration	0.5	d ⁻¹
μ_{Amax}	Maximal growth rate of the other algae	Olli <i>et al.</i> , 1996	0.7	d ⁻¹
R_{Cmax}	Maximum loss rate of cyanobacteria	calibration	0.1	d ⁻¹
R_{Amax}	Maximum loss rate of the other algae	calibration	0.15	d ⁻¹
K_{NC}	Half-saturation coefficient of DIN for cyanobacteria	Tyrrell, 1999	0	mg m ⁻³
K_{PC}	Half-saturation coefficient of DIP for cyanobacteria	Kononen & Leppänen, 1997	2	mg m ⁻³
K_{NA}	Half-saturation coefficient of DIN for the other algae	calibration	7	mg m ⁻³
K_{PA}	Half-saturation coefficient of DIP for the other algae	calibration	1	mg m ⁻³
K_{IC}	Half saturation coefficient of radiation for cyanobacteria	calibration	5	MJ m ⁻² d ⁻¹
K_{IA}	Half saturation coefficient of radiation for the other algae	calibration	4	MJ m ⁻² d ⁻¹
C_{min}	Minimum biomass of cyanobacteria	calibration	0.5	g m ⁻²
A_{min}	Minimum biomass of the other algae	calibration	0.01	g m ⁻²
A_{max}	Maximum total biomass of algae	calibration	300	g m ⁻²
β_0	Maximal detritus nitrogen mineralisation rate	Garber, 1984	0.018	d ⁻¹
γ_0	Maximal detritus phosphorus mineralisation rate	Garber, 1984	0.043	d ⁻¹
v_{Ndet}	Settling rate of detritus nitrogen	Heiskanen & Tallberg, 1999	1	m d ⁻¹
v_{Pdet}	Settling rate of detritus phosphorus	Heiskanen & Tallberg, 1999	0	m d ⁻¹
S_{Ndet}	Sedimentation rate of detritus nitrogen	calibration	0.16	m d ⁻¹
S_{Pdet}	Sedimentation rate of detritus phosphorus	Lehtoranta, 1998	0.00	m d ⁻¹
T_{opt}	Optimal temperature			
	for the growth of cyanobacteria	Kononen & Leppänen, 1997	25	°C
	for the growth of the other algae	calibration	15	°C
	for losses	calibration	25	°C
	for detritus nitrogen mineralisation	Garber, 1984	18	°C
	for detritus phosphorus mineralisation	Garber, 1984	18	°C
a_T	Coefficient for temperature limiting factor			
	for the growth of cyanobacteria	calibration	1.14	-
	for the growth of the other algae	calibration	1.001	-
	for losses	calibration	1.05	-
	for detritus nitrogen mineralisation	Garber, 1984	1.31	-
	for detritus phosphorus mineralisation	Garber, 1984	1.60	-
I_{red}	Radiation attenuation by ice	calibration	0.5	-
h_{mix}	Depth of mixing layer	calibration	20	m

Bilaga 3. Model ekvationer, hastigheter och begränsande faktorer

Equations

$$\frac{\partial c_C}{\partial t} = (\mu_C - R_C)c_C \quad (1)$$

$$\frac{\partial c_A}{\partial t} = (\mu_A - R_A)c_A \quad (2)$$

$$\frac{\partial c_{DIN}}{\partial t} = \beta c_{Ndet} - \mu_A N_{inA} c_A h_{mix}^{-1} - \mu_C N_{inC} c_C h_{mix}^{-1} + L_{DIN} \quad (3)$$

$$\frac{\partial c_{DIP}}{\partial t} = \gamma c_{Pdet} - \mu_A P_{inA} c_A h_{mix}^{-1} - \mu_C P_{inC} c_C h_{mix}^{-1} + L_{DIP} \quad (4)$$

$$\frac{\partial c_{Ndet}}{\partial t} = N_{inA} R_A c_A h_{mix}^{-1} + N_{inC} R_C c_C h_{mix}^{-1} - \beta c_{Ndet} - v_{Ndet} c_{Ndet} h^{-1} - S_{Ndet} c_{Ndet} h^{-1} \quad (5)$$

$$\frac{\partial c_{Pdet}}{\partial t} = P_{inA} R_A c_A h_{mix}^{-1} + P_{inC} R_C c_C h_{mix}^{-1} - \gamma c_{Pdet} - v_{Pdet} c_{Pdet} h^{-1} - S_{Pdet} c_{Pdet} h^{-1} \quad (6)$$

Rates

$$\mu_C = \mu_{Cmax} f_{CN}(c_{DIN}, c_{DIP}) f_{CI}(I) f(T) f_{AC}(c_A, c_C) \quad (7)$$

$$\mu_A = \mu_{Amax} f_{AN}(c_{DIN}, c_{DIP}) f_{AI}(I) f(T) f_{AC}(c_A, c_C) \quad (8)$$

$$R_C = R_{Cmax} f(T)(c_C - C_{min})/c_C \quad (9)$$

$$R_A = R_{Amax} f(T)(c_A - A_{min})/c_A \quad (10)$$

$$\beta = \beta_0 f(T) \quad (11)$$

$$\gamma = \gamma_0 f(T) \quad (12)$$

Limiting factors

$$f_{CN}(c_{DIN}, c_{DIP}) = \frac{c_{DIN}}{c_{DIN} + K_{NC}} \frac{c_{DIP}}{c_{DIP} + K_{PC}} \quad (13)$$

6 SCENARIER

Tuula Kohonen

För utvärdering av effekterna och kostnaderna av olika vattenskyddsåtgärder valde BEVIS-styrgruppen följande 7 scenarier för modellsimuleringar och kostnadskalkyler. Scenarierna 1-5 planerades både för den finska och den svenska modellen, fiskodlingsscenario 6 endast för den finska modellen och scenario 7 enbart för den svenska modellen. I scenarierna är alla minskningar (eller ökningar) av närsaltstillförseln beräknade utgående från (eller ovanpå) den nuvarande (2004 års) belastningsnivå.

Scenario 1

Inga förändringar sker i närsaltsbelastningen (= situationen år 2004).

Scenario 2

Minskning av näringstillförseln från diffusa utsläpp och vattendrag (DIF, RIV), industrier (IND), avloppsreningsverk (STP) och fiskodlingar (FIF) sker i enlighet med gällande åtgärdsprogram i Finland, Sverige respektive Åland (se kapitel 4 för akronymerna). Närsaltsbelastning från atmosfären och andra havsområden förblir oförändrad (d.v.s. på 2004 års nivå).

För det finska området blev minskningarna från de olika belastningskällorna gjorda enligt Rekolainen et al. 2006, minskningsalternativ 2. Tillförseln av totalkväve (tot-N) är -15 % för IND, -40 % för STP, -20 % för FIF, -22 % för DIF och -22 % för RIV. Motsvarande siffror för totalfosfor (tot-P) är -20 % för IND, -40 % för STP, -30 % för FIF, -20 % för DIF och -20 % för RIV.

För de åländska belastningsminskningarna användes de siffror som tagits fram hos Ålands landskapsregering enligt Ålands miljöprogram (Ålands landskapsregering 2005). Miljöhandlingsprogrammet delar in belastningskategorierna (DIF, FIF, STP) i mindre belastningskällor som har sina individuella målsättningar (t.ex. borde den dagliga diffusa fosforbelastningen i nordöstra Ålands skärgård sänkas från de estimerade 2,2 kg till 1,9 kg (13,6 %), medan i Östra skärgården borde fosforbelastningen minska från 6,3 kg till 5,9 kg (6,3 %)). För scenarieberäkningar behandlades dessa kategorier dock som helheter och den genomsnittliga belastningsminskningen per kategori antogs vara följande: av tot-N -34 % för STP, -82 % för FIF och -8 % för DIF samt av tot-P -20 % för STP, -81 % för FIF och -16 % för DIF.

Minskningar av både fosfor- och kvävebelastning i Sverige beräknades vara -15 % för alla fem belastningskategorier enligt den information som styrgruppen hade samlat från Länsstyrelsen i Stockholms län och Svealands Kustvattenvårdsförbund. Vidare utnyttjades Sveriges miljöprogram (Naturvårdsverket 2006) för bedömning av belastningsminskningar. Målsättningarna i miljöprogrammet relaterades till de vattenskyddsåtgärder som redan har vidtagits (t.ex. www.helcom.fi) för att kunna bedöma de framtida krav som kvarstår av det nuvarande programmet.

Scenario 3

Ett eventuellt skift från "torrdass"-systemet till vattenklosetter i sommarstugor resulterar i ökad diffus belastning i skärgårdsområden. Utveckling i den här riktningen pågår speciellt i Stockholms skärgård där användning av sommarstugor ökar och många av dem omvandlas till året om bostäder. Belastningen från de andra källorna antas vara oförändrad (d.v.s. på 2004 års nivå).

Om existerande torrklosetter byggs om till vattenklosetter, är den estimerade ökningen av den årliga fosforbelastningen 463 kg i Sveriges delområde, 530 kg på Åland och 940 kg i Finland samt ökningen i den årliga kvävebelastningen 11,7 ton i Sverige, 13,5 ton på Åland respektive 23,9 ton i Finland. Dessa siffror baserar sig på en uppskattning av att sommarstugorna utnyttjas av 2,2 personer 180 dygn per år och att fosforbelastningen är 0,33 g/person/dygn och kvävebelastningen 8,4 g/person/dygn. I olika delområden är fritidsfastigheternas antal 10 115 i Sverige, 11 595 på Åland och 20 559 i Finland av vilka ca 35 % uppskattades ha torrklosetter. Bakgrundsinfo samlades från Statistiska centralbyrån i Sverige, Ålands landskapsregering och Sydvästra Finlands miljöcentral. Risker att inrättande av vattentoaletter till fritidsfastigheter i stället av torra lösningar märkbart bidrar till ökad eutrofiering ansågs inte vara stor i Finland eller på Åland eftersom reningskravet gäller även sommarstugornas avloppsvatten (Statsrådets förordning 542/2003). I scenario 3 renas avloppsvattnen i alla delområden enligt det finska reningskravet för enskilda hushåll, d.v.s. att 85 % av fosfor och 40 % av kväve avlägsnas (Statsrådets förordning 542/2003).

Scenario 4

Näringstillförseln från atmosfären (AIR) och från de angränsande havsområdena (BOR) minskar med 10 %. Tillförsel från andra källor förblir oförändrad (d.v.s. på 2004 års nivå).

Scenario 5

Både kväve- och fosfortillförseln från alla reningsverk (STP) minskar med 40 %. Tillförsel från andra källor förblir oförändrad (d.v.s. på 2004 års nivå).

Scenario 6

Åland: Alla existerande 36 odlingsenheter förflyttas till 5 jämnstora fiskodlingsenheter så att den nuvarande odlingsmängden (år 2004) bibehålls. Tre av odlingställena är befintliga platser och två är nya platser. Närsaltsbelastningen från varje fiskodlingsenhet är 1/5 av den totala belastningen 2004.

Finland: Nio existerande fiskodlingar omlokaliseras till en gemensam odlingsenhet. Belastningsnivån hålls på den nuvarande nivån (år 2004). All annan belastning är oförändrad (d.v.s. på 2004 års nivå).

Scenario 6 simulerades enbart med den finska modellen.

Scenario 7

82 % minskning av kvävebelastningen och 81 % minskning av fosforbelastningen från fiskodlingar på Åland, all annan belastning är oförändrad (d.v.s. på 2004 års nivå). Detta scenario baserar sig på det åländska miljöprogrammet och simulerades enbart med den svenska modellen.

Sammanlagt sex olika scenarier har simulerats med båda 3D-modellerna för att beskriva effekter av olika vattenskyddsåtgärder, scenarier 1-6 med den finska modellen och 1-5 samt 7 med den svenska modellen (kapitel 5). Uträkningar av miljöekonomiska kostnader har även tagits fram för scenarierna 2-7 (kapitel 7).

Referenser

ÅLANDS LANDSKAPSREGERING 2005. Miljöhandlingsprogram för Åland 2005-2008. Ålands landskapsregering 23.8.2005. 37 s.

NATURVÅRDSVERKET 2006. Aktionsplan för havsmiljön. Rapport 5563. April 2006. 107 s.

REKOLAINEN, S., L. KAUPPI, E. SANTALA, S. BÄCK, S. MITIKKA, H. PITKÄNEN, H. VUORISTO, K. SILVO, T. JOUTTIJÄRVI, K. KENTTÄMIES, L.M. RAUTIO, A. POLSO, E. KAUKORANTA & M. EEROLA, 2006. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Taustaselvitys. Osa II, Rehevöitymisen vähentäminen. Suomen ympäristökeskus. Luonnos 10.4.2006. 33 s.

Statsrådets förordning om behandling av hushållsavloppsvatten i områden utanför vattenverkens avloppsnät. 542/2003.

7 EKONOMISKA UTVÄRDERINGAR

Åsa Soutukorva och Tore Söderqvist

7.1 Inledning och sammanfattning

Den här rapporten redovisar resultaten från ett uppdrag som handlar om totalkostnader för vattenskyddsåtgärder relaterade till scenarier i BEVIS-projektet. Uppdraget har löpt under perioden augusti-december 2006.

Scenarierna i BEVIS har varit följande:

1. "Business as usual" (= 2004 års situation).
2. Minskning av näringstillförseln från diffusa utsläpp (DIF) och vattendrag (RIV), industrier (IND), avloppsreningsverk (STP) och fiskodlingar (FIF) i enlighet med gällande åtgärdsprogram i Finland, Sverige och Åland, oförändrad tillförsel från atmosfären och andra havsområden (dvs på 2004 års nivå).
3. Skift från torrdass-system till vattenklosetter i sommarstugor. Resulterar i ökad diffus belastning i skärgårdsområden. Oförändrad tillförsel från andra källor (dvs på 2004 års nivå).
4. 10 % minskning av näringstillförseln från atmosfären (AIR) och från omgivande havsområden (BOR), oförändrad tillförsel från andra källor (dvs på 2004 års nivå).
5. 40 % minskning av både kväve- och fosfortillförseln från alla reningsverk (STP), oförändrad tillförsel från andra källor (dvs på 2004 års nivå).
6. Åland: 5 fiskodlingar; 3 av dem är befintliga platser och 2 är nya platser (tidigare ca 40 platser). Närsaltsbelastningen från varje fiskodling är 1/5 av den totala belastningen 2004. Finland: omlokaliseringar av 9 fiskodlingar, vardera med närsaltsbelastning som 2004. All annan belastning är oförändrad.
7. 82 % minskning av kvävebelastningen och 81 % minskning av fosforbelastningen från fiskodlingar på Åland, all annan belastning är oförändrad.

Med undantag för scenario 1 går rapporten igenom vart och ett av scenarierna i nummerordning. Att analysera scenario 1 ingår inte i uppdraget och detta scenario behandlas därför inte i rapporten. Det bör understrykas att tidsramen för uppdraget och tillgången på data har varit viktiga restriktioner för analyserna. Detta gäller särskilt scenario 2 och 4. Men även i de fall som analysen är grov och vilar på många antaganden bör den kunna ge det viktiga bidraget att ge en första bild av storleksordningen på kostnader för att uppnå minskningarna i scenarierna. I texten finns förslag på hur analysen skulle kunna utvecklas.

Eftersom analysen av scenario 2 delvis baserar sig på resultat från analysen av de övriga scenarierna kan rapporten med fördel läsas så att avsnitten om scenarierna 3-7 läses först och scenario 2 sist.

Monetära belopp i rapporten är uttryckta i svenska kronor (SEK) och/eller i euro (€). Vid omräkning mellan SEK och euro har antagits att 1 euro motvarar 9 svenska kronor. Förkortningarna MSEK och M€ avser miljoner SEK respektive miljoner euro. För att få så god jämförbarhet som möjligt mellan olika åtgärds-kostnader har slutresultat avseende kostnader genomgående uttryckts som totalkostnader per år. Vissa åtgärder är av teknisk natur men med en begränsad livslängd, och när information har funnits

om livslängden har detta angetts. Om inte annat anges i rapporten avser alla fosforkvantiteter totalfosfor och alla kvävekvantiteter totalkväve. I rapporten har datakällor angetts om data inte härrör från BEVIS eller har mottagits från BEVIS-projektets forskare.

Följande tabell ger en sammanfattande bild av resultaten för de sju scenarierna:

<i>Scenario</i>	<i>Totalkostnad</i>	
	<i>MSEK/år</i>	<i>M€/år</i>
2. Minskning av näringstillförseln från diffusa utsläpp (DIF) och vattendrag (RIV), industrier (IND), avloppsreningsverk (STP) och fiskodlingar (FIF) i enlighet med gällande åtgärdsprogram i Finland, Sverige och Åland, oförändrad tillförsel från atmosfären och andra havsområden (dvs på 2004 års nivå).	349-3 032	40-337
3. Skift från torrdass-system till vattenklosetter i sommarstugor. Resulterar i ökad diffus belastning i skärgårdsområden. Oförändrad tillförsel från andra källor (dvs på 2004 års nivå).	84	9,4
4. 10 % minskning av näringstillförseln från (a) atmosfären (AIR) och (b) från omgivande havsområden (BOR), oförändrad tillförsel från andra källor (dvs på 2004 års nivå).	a: 14-40 b: >3 439	a: 1,5-4,4 b: >381
5. 40 % minskning av både kväve- och fosfortillförseln från alla reningsverk (STP), oförändrad tillförsel från andra källor (dvs på 2004 års nivå).	26-36	2,9-4,0
6. Åland: 5 fiskodlingar; 3 av dem är befintliga platser och 2 är nya platser (tidigare ca 40 platser). Närsaltsbelastningen från varje fiskodling är 1/5 av den totala belastningen 2004. Finland: omlokaliseringar av 9 fiskodlingar, vardera med närsaltsbelastning som 2004. All annan belastning är oförändrad.	2,0	0,2
7. 82 % minskning av kvävebelastningen och 81 % minskning av fosforbelastningen från fiskodlingar på Åland, all annan belastning är oförändrad.	14-92	1,5-10,2

7.2 Scenario 2

Minskning av näringstillförseln från diffusa utsläpp (DIF), vattendrag (RIV), industrier (IND), avloppsreningsverk (STP) och fiskodlingar (FIF) i enlighet med gällande åtgärdsprogram i Finland, Sverige och Åland, oförändrad tillförsel från atmosfären och andra havsområden (dvs på 2004 års nivå).

Analysen av scenario 2 inleds nedan med en tolkning av minskningarna i BEVIS-modellerna. Därefter analyseras sektor för sektor i separata avsnitt. Avslutningsvis sammanfattas resultaten för hela scenario 2.

7.2.1 Tolkning av minskningarna i BEVIS-modellerna

Minskningen av näringstillförseln i scenario 2 har konkretiserats enligt tabell 2.1 (fosfor) och 2.2 (kväve) för de två olika BEVIS-modellerna. Den ena modellen är gjord av konsortiet Finlands Miljöcentral och

Environmental Impact Assessment Ltd. (kallas "den finska modellen" nedan) och den andra är gjord av Anders Engqvist vid Stockholms Universitet (kallas "den svenska modellen" nedan). För att gå vidare med kostnadsskattningar krävs ett antal grundläggande antaganden kring hur minskningarna i tabellerna ska tolkas.

Tabell 2.1. Antagna minskningar av fosfortillförseln i de två BEVIS-modellerna.

<i>Sektor</i>	<i>Fosforminskning, den finska modellen (procent)</i>			<i>Fosforminskning, den svenska modellen (procent)</i>
	<i>Finland</i>	<i>Sverige</i>	<i>Åland</i>	<i>BEVIS-området som helhet</i>
Industrier (IND)	20	15	0	20
Avloppsreningsverk (STP)	40	15	20	40
Fiskodlingar (FIF)	30	15	81	81
Diffusa utsläpp (DIF)	20	15	16	20
Vattendrag (RIV)	20	15	0	20

Tabell 2.2. Antagna minskningar av kvävetillförseln i de två BEVIS-modellerna.

<i>Sektor</i>	<i>Kväveminskning, den finska modellen (procent)</i>			<i>Kväveminskning, den svenska modellen (procent)</i>
	<i>Finland</i>	<i>Sverige</i>	<i>Åland</i>	<i>BEVIS-området som helhet</i>
Industrier (IND)	15	15	0	15
Avloppsreningsverk (STP)	40	15	34	40
Fiskodlingar (FIF)	20	15	82	82
Diffusa utsläpp (DIF)	22	15	8	22
Vattendrag (RIV)	22	15	0	22

Den finska modellen arbetar med olika minskningar för de tre skärgårdsområdena. Ett antagande som kommer att användas som bas för kostnadsskattningar är att var och en av minskningarna ska åstadkommas i vart och ett av de tre områdena, dvs hänsyn tas inte till eventuella överspillningseffekter mellan skärgårdsområdena.

När det gäller den svenska modellen så visar tabellerna vilken minskning av fosfor- respektive kvävetillförseln som ska åstadkommas till skärgårdsområdena i sin helhet. Ett antagande som kommer att användas som bas för kostnadsskattningar är att det råder proportionalitet mellan Finland, Sverige och Åland, så att exempelvis en minskning av kväveutsläppen med 40 % från avloppsreningsverk ska åstadkommas i såväl Finland, Sverige som Åland. Även om detta antagande används kommer det i praktiken inte att bli helt och hållet uppfyllt, eftersom alla sektorer inte förekommer som utsläppskälla inom alla områden. Exempelvis finns inte sektorerna IND och RIV som utsläppskällor i det åländska skärgårdsområdet, och sektorn FIF saknas som utsläppskälla i det svenska området.

7.2.2 Totalkostnader för de olika sektorerna

Avloppsreningsverk (STP)

Enligt den svenska modellen ska både fosfor- och kvävetillförseln från avloppsreningsverken minska med 40 %. Det är en förändring som är identisk med den som studeras i scenario 5, vilket innebär att slutsatserna om kostnader i scenario 5 kan användas. Resultaten sammanfattas i tabell 2.3 (som är identisk med tabell 5.2). Tabellen visar att scenario 5 innebär att reningsverken i BEVIS-området minskar sina årliga utsläpp med knappt 10 ton fosfor respektive drygt 400 ton kväve. De totala kostnaderna för detta skattades till 26,5-36,1 miljoner SEK/år (2,9-4,0 miljoner euro/år). För fosfor är den genomsnittliga kostnaden per borttaget kg lika med 372-955 SEK (41-106 euro), och för kväve är samma kostnad lika med 57-66 SEK (6-7 euro).

Tabell 2.3. Skattade kostnader för att åstadkomma tillförselminskningarna i scenario 5, dvs samma minskningar som antas för avloppsreningsverk i den svenska modellen i scenario 2.

Ämne	Total tillförsel från STP (kg/år)	40 % minskning (kg/år)	Intervall för totala årliga kostnader		Intervall för totala årliga kostnader utslaget per kg minskad tillförsel	
			MSEK/år	M€/år	SEK/kg	euro/kg
Fosfor	24 418	9 767	3,6-9,3	0,4-1,0	372-955	41-106
Kväve	1 014 031	405 612	22,9-26,8	2,5-3,0	57-66	6-7
Summa			26,5-36,1	2,9-4,0		

När det gäller den finska modellen varierar den procentuella minskningen mellan Finland, Sverige och Åland. Som tabell 2.1 och 2.2 visar ska både fosfor- och kvävetillförseln i Finland och Sverige minska med 40 respektive 15 %. I Åland ska fosfortillförseln minska med 20 % och kvävetillförseln med 34 %. För att skatta kostnaderna för att åstadkomma dessa minskningar användes samma information om reningsverken och samma reningskostnadsschabloner för fosfor och kväve som i scenario 5. Som framgår av tabell 2.4 blir skillnaderna i totalkostnader tämligen obetydliga jämfört med minskningsantagandena i den svenska modellen; de totala årliga kostnaderna sjunker med 0,7-1,5 miljoner SEK till 25,8-34,9 miljoner SEK (2,9-3,9 miljoner euro).

Att det inte uppstår någon större skillnad i totalkostnaderna beror på att modellerna antar samma minskning av fosfor och kväve i Finland, som står för den allra största andelen av både fosfor- och kvävetillförseln. Av den beräknade tillförseln av fosfor och kväve år 2004 från avloppsreningsverk står Finland för 90 respektive 85 %. De återstående 10 respektive 15 % fördelar sig jämnt mellan Sverige och Åland. Detta är naturligtvis också anledningen till att tillförselminskningen i kilogram räknat inte skiljer sig särskilt mycket åt i tabell 2.3 och 2.4; skillnaden uppgår endast till 9 767 – 9 245 = 522 kg fosfor och 405 612 – 381 584 = 24 028 kg kväve.

Tabell 2.4. Skattade kostnader för att åstadkomma tillförselminskningarna som antas för avloppsreningsverk i den finska modellen i scenario 2, dvs 40 % minskning av både fosfor och kväve i Finland, 15 % minskning av både fosfor och kväve i Sverige, 20 % minskning av fosfor i Åland och 34 % minskning av kväve i Åland.

Ämne	Total tillförsel från STP (kg/år)	Minskning av tillförsel (enligt den finska modellen)	Intervall för totala årliga kostnader		Intervall för totala årliga kostnader utslaget per kg minskad tillförsel	
			MSEK/år	M€/år	SEK/kg	euro/kg
Fosfor	24 418	9 245	3,4-8,6	0,4-1,0	368-934	41-104
Kväve	1 014 031	381 584	22,4-26,3	2,5-2,9	59-69	7-8
Summa			25,8-34,9	2,9-3,9		

Vattendrag (RIV)

Inom BEVIS har tillförsel från 16 olika vattendrag i Finland och Sverige definierats. För Åland finns inga RIV-områden, utan Åland är istället indelat i sex områden med diffusa utsläpp (DIF), se nästa avsnitt. Den beräknade årliga tillförseln av fosfor och kväve från de 16 RIV-områdena framgår av tabell 2.5. Denna tabell visar också vilka minskningar som scenario 2 innebär givet den finska respektive den svenska modellen. Det kan konstateras att tillförseln från vattendragen är av betydande storlek (totalt 447 ton fosfor per år och 11 001 ton kväve per år). En viktig anledning till detta är att Dalälven med dess omfattande avrinningsområde ingår som ett av RIV-områdena. Detta område upptar 29 000 km², vilket motsvarar nästan 6,5 % av hela Sveriges yta. Det är därför inte förvånande att Dalälven står för över två tredjedelar av den totala fosfortillförseln och nästan hälften av den totala kvävetillförseln från RIV-områdena. I förhållande till Dalälven är de övriga RIV-områdena relativt små; det största RIV-området i Finland (Paimionjoki) är exempelvis knappt 1 100 km².

Frågan är nu hur minskningarna av tillförseln från RIV-områdena kan åstadkommas. För att besvara detta krävs först och främst kunskap om vilka utsläppskällor i RIV-områdena som bidrar till tillförseln av fosfor och kväve. Sådana utsläppskällor kan dels vara antropogena, som exempelvis enskilda avlopp, jordbruk, avloppsreningsverk, industrier, skogsbruk och nedfall från luften, och dels vara ett resultat av naturliga processer. Vad som är av intresse utifrån ett åtgärds perspektiv är de antropogena källornas bidrag. Av de antropogena källorna avgränsas analysen till enskilda avlopp, jordbruk, avloppsreningsverk och industrier.

Analysen förenklas alltså genom att bortse från åtgärder som kan minska nedfall från luftutsläpp och därmed indirekt minska tillförseln från RIV-områdena. Den komplexitet som det skulle innebära att ta hänsyn till nedfall från luftutsläpp har inte rymts inom ramen för detta arbete, eftersom data om nedfall inom RIV-områdena måste kopplas till hur stora åtgärder som måste vidtas någon annanstans för att minska detta nedfall. Kostnaden för en minskad näringstillförsel från atmosfären direkt till BEVIS-området belyses dock separat genom scenario 4. Det bör även noteras att nedfall från luften inte kan förväntas vara någon dominerande källa; för exempelvis de finska RIV-områdena har luftnedfall i genomsnitt bedömts stå för 1,5 % av kvävetillförseln.

Vidare förenklas analysen genom att exkludera åtgärder inom skogsbruket. Här är det delvis kunskapsläget

gällande källfördelningen i det dominerande RIV-området Dalälven som har varit styrande. Visserligen är detta kunskapsläge relativt gott tack vare ett arbete av Tröjbom och Lindeström (2003), men för skogsmark saknas information om hur stor del av utsläppen av näringsämnen som beror på skogsbruket och som därmed kan påverkas genom åtgärder i skogsbruket och hur stor del som är naturlig. Tröjbom och Lindeström (2003) påpekar att avgången av näringsämnen från skogsmark i huvudsak kan betraktas som naturlig, men att t.ex. skogsavverkningar, utdikning av skogsmark och skogsgödsling kan påverka avgången. För de finska RIV-områdena har skogsbruk i genomsnitt bedöms stå för 1,3 % av fosfortillförseln och 1,2 % av kvävetillförseln, vilket tyder på att skogsbruk i likhet med luftnedfall inte är någon dominerande källa.

Tabell 2.5. Tillförsel och minskningar av fosfor och kväve från RIV-områdena.

<i>Vattendrag (RIV ID-nr i BEVIS)</i>	<i>Total fosfor- tillförsel (kg P/år)</i>	<i>Minskning enligt den finska modellen^a (kg P/år)</i>	<i>Minskning enligt den svenska modellen^b (kg P/år)</i>	<i>Total kväve- tillförsel (kg N/år)</i>	<i>Minskning enligt den finska modellen^c (kg N/år)</i>	<i>Minskning enligt den svenska modellen^d (kg N/år)</i>
Dalälven (1)	161 746	24 262	32 349	5 039 339	755 901	1 108 655
Tämnarån (2)	9 355	1 403	1 871	546 201	81 930	120 164
Forsmarksån (3)	1 164	175	233	75 151	11 273	16 533
Olandsån (4)	11 790	1 768	2 358	504 153	75 623	110 914
Skeboån (5)	4 194	629	839	161 110	24 167	35 444
Strömarån (6)	993	149	199	42 757	6 414	9 407
Tulkaström (7)	266	40	53	9 325	1 399	2 051
Bodaån (8)	494	74	99	26 036	3 905	5 728
Aurajoki (9)	49 127	9 825	9 825	968 162	212 996	212 996
Kiskonjoki (10)	20 605	4 121	4 121	430 726	94 760	94 760
Paimionjoki (11)	74 448	14 890	14 890	1 243 583	273 588	273 588
Uskelanjoki (12)	38 037	7 607	7 607	588 466	129 462	129 462
Halikonjoki (13)	18 158	3 632	3 632	329 824	72 561	72 561
Hirvijoki (14)	16 798	3 360	3 360	305 114	67 125	67 125
Mynäjoki (15)	17 035	3 407	3 407	309 412	68 071	68 071
Laajoki (16)	23 246	4 649	4 649	422 218	92 888	92 888
Summa	447 456	79 991	89 492	11 001 577	1 972 063	2 420 347
^a 15 % minskning för svenska vattendrag, 20 % minskning för finska vattendrag.						
^b 20 % minskning för både svenska och finska vattendrag.						
^c 15 % minskning för svenska vattendrag, 22 % minskning för finska vattendrag.						
^d 22 % minskning för både svenska och finska vattendrag.						
Källa: BEVIS.						

Givet begränsningen till enskilda avlopp, jordbruk, avloppsreningsverk och industrier redovisar tabell 2.6 källfördelningen inom varje RIV-område för fosfor- respektive kvävetillförseln. För Dalälven och för RIV-områdena i Finland finns detaljerad information om källfördelningen tillgänglig (Tröjbom och Lindeström 2003, BEVIS). För de övriga RIV-områdena i Sverige är situationen mer problematisk. För RIV-områdena

i Uppsala län pågår för närvarande arbete om källfördelning, men arbetet är ännu inte avslutat (Jennie Tjernell, Länsstyrelsen i Uppsala län, pers. komm.). För RIV-områdena i Stockholms län ger Aneer och Arvidsson (2003) och Svealands kustvattenvårdsförbund (odaterad) viss information om situationen 1997. Som en grov approximation antas ett kustnära och tämligen glesbebyggt område för vilket källfördelningsdata redovisas av Aneer och Arvidsson (2003) vara representativt för alla svenska RIV-områden utom Dalälven. Detta glesbygdsområde kallas Björköfjärden i Aneer och Arvidsson (2003), och i detta område är öppen mark och enskilda avlopp de dominerande källorna till fosfor- och kvävetillförseln till havet. Öppen mark beräknas stå för 60 % av fosfortillförseln och 92 % av kvävetillförseln. Motsvarande siffror för enskilda avlopp är 40 % respektive 8 %. Det kan konstateras att denna fördelning påminner starkt om situationen i de åländska DIF-områdena, jfr tabell 2.14.

Tabell 2.6. Retention samt fosfor- och kvävetillförseln fördelning på olika utsläppskällor i RIV-områdena.

<i>Vattendrag (RIV ID-nr i BEVIS)</i>	<i>Reten- tion (%)</i>	<i>Enskilda avlopps andel av fosfor- tillförsel n (%)</i>	<i>Jord- brukets andel av fosfor- tillförsel n (%)</i>	<i>Avlopps- renings- verks och industriers andel av fosfor- tillförseln^a (%)</i>	<i>Enskilda avlopps andel av kväve- tillförsel n (%)</i>	<i>Jord- brukets andel av kväve- tillförsel n (%)</i>	<i>Avlopps- renings- verks och industriers andel av kväve- tillförseln^a (%)</i>
Dalälven (1)	30	18	62	20	4	42	54
Tämnarån (2)	25	40	60	0	8	92	0
Forsmarksån (3)	25	40	60	0	8	92	0
Olandsån (4)	25	40	60	0	8	92	0
Skeboån (5)	25	40	60	0	8	92	0
Strömarån (6)	25	40	60	0	8	92	0
Tulkaström (7)	25	40	60	0	8	92	0
Bodaån (8)	25	40	60	0	8	92	0
Aurajoki (9)	25	22	78	0	12	88	0
Kiskonjoki (10)	25	6	94	0	4	96	0
Paimionjoki (11)	25	7	93	0	3	97	0
Uskelanjoki (12)	25	6	94	0	4	96	0
Halikonjoki (13)	25	6	94	0	4	96	0
Hirvijoki (14)	25	11	89	0	6	94	0
Mynäjoki (15)	25	12	88	0	5	95	0
Laajoki (16)	25	10	90	0	4	96	0
^a För alla RIV-områden utom Dalälven antas denna andel vara noll, eftersom de huvudsakliga avloppsreningsverken och industrierna i dessa områden ingår i STP- och IND-sektorena. Källor: BEVIS, Tröjbom och Lindeström (2003), Aneer och Arvidsson (2003). Se även text.							

I tabell 2.6 redovisas även den antagna retentionen för de olika RIV-områdena, det vill säga hur mycket av de olika källornas utsläpp som på grund av t.ex. denitrifikations- och fastläggningsprocesser inom avrinningsområdet aldrig når fram till havet. Retentionens storlek är betydelsefull, eftersom förekomsten

av retention innebär att utsläppen vid källan måste minska mer än den önskade minskningen av tillförseln till havet. Allmänt gäller att om en minskning av tillförseln till havet med x kg ska uppnås och retentionen är r % måste utsläppen vid källorna minska med $x/[1-(r/100)]$ kg. För Dalälven är retentionen för källorna i tabell 2.6 i genomsnitt cirka 30 % (Tröjbom och Lindeström 2003). För övriga RIV-områden saknas exakta uppgifter om retentionen, men för dessa områden har 25 % bedömts vara ett rimligt genomsnitt. Detta grundar sig på de retentionsuppgifter som TRK-projektet (<http://www-nrciws.slu.se/TRK>) har redovisat för kustnära avrinningsområden.¹

Som en utgångspunkt antar vi att tillförselminskningarna i tabell 2.5 ska åstadkommas genom att utsläppen från de olika källorna minskar proportionerligt utifrån källornas andelar tillförseln. Genom att använda källfördelningen i tabell 2.6 erhålls de utsläppsminskningar som redovisas i tabell 2.7.

Tabell 2.7. Utsläppsminskningar i kg per år för olika källor för att uppnå tillförselminskningarna i scenario 2, totalt för alla RIV-områden.

	<i>Enskilda avlopp</i>	<i>Jordbruk</i>	<i>Avloppsreningsverk och industrier</i>	<i>Summa</i>
Minskning av fosfor (den finska modellen)	15 658	86 376	6 932	108 966
Minskning av kväve (den finska modellen)	140 743	1 977 539	583 124	2 701 406
Minskning av fosfor (den svenska modellen)	18 491	94 669	9 243	122 403
Minskning av kväve (den svenska modellen)	171 091	2 306 377	855 248	3 332 716
Källa: Beräknat utifrån uppgifterna i tabell 5 och 6.				

För att beräkna totalkostnaderna för att uppnå utsläppsminskningarna i tabell 2.7 behövs skattningar på vad åtgärder kostar per kg borttaget fosfor respektive kväve. För *avloppsreningsverk och industrier* antas det kostnadsintervall som beräknas i scenario 5 vara giltigt, dvs 372-955 SEK per borttaget kg fosfor och 57-66 SEK per borttaget kg kväve. Implicit innebär detta ett antagande att situationen när det gäller nuvarande reningsgrad är likartad för avloppsreningsverken i Dalälvens avrinningsområde och avloppsreningsverken i BEVIS-området.

För *enskilda avlopp* utgår vi från svenska skattningar på kostnaden för att minska utsläppen av fosfor, se tabell 2.8. Dessa skattningar har rimlig överensstämmelse med de kostnadsskattningar för olika renings-tekniker som används i scenario 3. Som framgår av tabellen är kostnaderna relaterade till minskning av fosforutsläpp, men det betyder inte att det nödvändigtvis krävs separata tekniker för minskning av fosfor respektive kväve. Tabell 2.9 visar hur mycket av inkommande fosfor respektive kväve som kommer ut genom olika reningsanläggningar, dvs reningskapaciteten. Som tabellen visar så renas kväve "på köpet" åtminstone för vissa reningstekniker, framför allt sluten tank och urinsortering. För minireningsverk och

¹ TRK-projektet görs av SLU och SMHI i samverkan på uppdrag av Naturvårdsverket. Retentionskartor för avrinningsområden finns på:
http://www-nrciws.slu.se/TRK/resultat_retentionmarksjoar.htm och
http://www-nrciws.slu.se/TRK/resultat_retentionsjoar.htm

markbäddar är reningskapaciteten fem respektive 1,4 gånger högre för fosfor än för kväve. Kemfällning är den åtgärd för vilken skillnaden mellan fosfor- och kväverening är som störst: 14 gånger mer fosfor än kväve renas med hjälp av denna åtgärd. Men kemfällning renar ändå 30 % kväve och är alltså en metod som är tillräcklig för att uppnå minskningarna i scenario 2.

Tabell 2.8. Olika åtgärder för att minska utsläppen av P från enskilda avlopp

<i>Åtgärd</i>	<i>SEK per kg borttaget fosfor</i>
1. Minireningsverk	10 637 – 14 161
2. Markbädd	6 231 – 18 692
3. Infiltrationsanläggning	4 545
4. Kemisk fällning	7 087 – 11 328
5. Torr urinsortering	1 758 – 6 052
6. Klosettvattnensortering	3 582 – 7 741
7. Leca-bädd	9 336
Åtgärd 1: 70-90% reningskapacitet Åtgärd 2: 25-75% reningskapacitet Åtgärd 3: 98% reningskapacitet Åtgärd 4: 70% reningskapacitet Åtgärd 5: 90-100% reningskapacitet Åtgärd 6: 90-100% reningskapacitet Åtgärd 7: 90% reningskapacitet Källa: LRF (2006).	

Tabell 2.9. Reningskapacitet för olika avloppsanläggningar.

<i>Åtgärd</i>	<i>Utgående fosfor som % av inkommande fosfor</i>	<i>Utgående kväve som % av inkommande kväve</i>
Minireningsverk	10	50
Sluten tank och liten markbädd	15	15
Urinsortering och markbädd	15	15
Kemfällning och markbädd	5	70
Markbädd	50	70
Källa: Stockholm Vatten (2003).		

Eftersom tillförselminskningarna i scenario 2 är relativt måttliga (15-20 % för fosfor och 15-22 % för kväve) antar vi att det kan vara tillräckligt att anlägga markbäddar för att uppnå de önskade minskningarna. Detta innebär alltså ett kostnadsintervall på ca 6 000-17 000 SEK per kg borttaget fosfor, där den önskade kväveminskningen uppnås på köpet. Observera att inom detta intervall ryms även kostnaderna för andra åtgärder som kan resultera i en högre reningsgrad än markbäddar. Det är alltså troligt att de totalkostnader som beräknas är giltiga även för större minskningar av utsläppen från enskilda avlopp än de som antas i scenario 2.

Ett annat alternativ till de åtgärder som presenteras i tabellerna 2.8-2.9 är att ansluta enskilda avlopp till kommunalt VA-system. I den kommunala avgiften ingår ofta även dricksvatten och den trygghet som det innebär att kommunen har ansvar för skötsel m.m. I landsbygd och glesbygd finns dock inte alltid möjligheten att ansluta till kommunalt avlopp. Eftersom det inte har funnits information för vilken andel av de enskilda avloppen i RIV-områdena som en anslutning kan vara rimlig bortser vi från möjligheten att ansluta till kommunalt VA-nät i analysen. Kostnaden för att ansluta till kommunalt avlopp varierar mycket mellan olika kommuner, från ca 40 000 till 100 000 SEK, vilket motsvarar ungefär 6 500 SEK per år och hushåll (LRF 2006). Med mer detaljerad information finns det således möjlighet att förfinas analysen. En fördjupad analys bör också ta hänsyn till möjligheten att minska fosforutsläpp från enskilda avlopp genom restriktioner för användning av fosfathaltiga tvättmedel. Detta kan vara en lågkostnadsåtgärd om substitut till fosfathaltiga tvättmedel inte är avsevärt dyrare och inte skapar nya miljöproblem.

För åtgärder inom *jordbruket* används också svenska skattningar på kostnaden för att minska utsläppen av fosfor respektive kväve. Som framgår av tabell 2.10 och 2.11 varierar denna kostnad kraftigt för olika åtgärder och har för vissa åtgärder rentav skattats till noll. Som en jämförelse anger Miljöministeriet (2002) en enhetskostnad för åtgärder i jordbruket på ca 360 SEK per borttaget kg fosfor och 36 SEK per borttaget kg kväve, vilket är en låg kostnad i jämförelse med de flesta typer av åtgärder som redovisas i tabell 2.10 och 2.11. För att ta hänsyn till osäkerheten antas ett kostnadsintervall för fosforminskning som sträcker sig från 360 till 10 000 SEK/kg och ett kostnadsintervall för kväveminskning som sträcker sig från 36 till 350 SEK/kg.

Tabell 2.10. Olika åtgärder för att minska utsläppen av kväve och fosfor från jordbruk.

<i>Åtgärd</i>	<i>SEK per kg borttaget kväve</i>	<i>SEK per kg borttaget fosfor</i>
1. Senareläggning av vall- och trädessbrott	0	
2. Fånggröda i vårsådd spannmål, samt vårplöjning	53	
3. 2 + fånggröda i höstsådd spannmål och raps	60	
4. Vårspridning av stallgödsel	38	
5. 1 + 4	15	
6. 1 + 2 + 4	34	
7. 1 + 3 + 4	41	
8. 3 + 4 + höstsäd och höstraps ersätts med vårsäd och vårraps	75	
9. Våtmark på 0.4% av åkerarealen (realistiskt)	338	4 500
10. Våtmark på 2% av åkerarealen (tekniskt möjligt)	375	12 750
Källa: VASTRA (2006). 25 % genomsnittlig retention antagen för det vattendrag som studerades i VASTRA-studien.		

Tabell 2.11. Olika åtgärder för att minska utsläppen av fosfor från jordbruk.

<i>Åtgärd</i>	<i>SEK per kg borttaget fosfor</i>
Förbättrad arrondering	0
Gräs på vändtegar	0
Energiskog	0
Dammar i måttlig omfattning	1 200
Dammar i stor omfattning	2 500
Skyddszon utan bortförsel av gräs	2 800 (60% ler)
	3 700 (50% ler)
	5 200 (40% ler)
	7 800 (30% ler)
Hela fält som gräsbevuxen uttagen areal	4 000 (60% ler)
	6 000 (50% ler)
	8 000 (40% ler)
Kalkinblandning vid dränering	5 000 (60% ler)
	6 000 (50% ler)
	7 000 (40% ler)
	10 000 (30% ler)
Dränering	6 000 (60% ler)
	7 000 (50% ler)
	8 000 (40% ler)
	10 000 (30% ler)
Kalkfilterdiken vid sluttningar	7 000 (60% ler)
	8 000 (50% ler)
	10 000 (40% ler)
Ökad vallodling	> 10 000
Skyddszon med bortförsel av gräs	> 10 000
Vårspredning av flytgödsel	> 10 000
Vallremsor i fältet	> 10 000
Kalkning	> 10 000
Källa: Naturvårdsverket (2003a), LRF (2006).	

Resultaten i form av intervall för den årliga totalkostnaden redovisas i tabell 2.12. Totalkostnaden för att uppnå minskningarna i RIV-områdena enligt den finska modellen skattas till mellan 232 och 1 867 miljoner SEK per år (26-207 miljoner euro per år). Om minskningsantagandena i den svenska modellen istället används blir totalkostnaderna något högre, vilket givetvis beror på att det i den svenska modellen antas något större minskningar i de svenska RIV-områdena. Att intervallet är så brett beror i huvudsak på variationen i kostnader för åtgärder som kan minska fosforutsläppen i jordbruket. Om det går att använda sig av lågkostnadsåtgärder inom jordbruket kan stora belopp uppenbarligen sparas.

Tabell 2.12. Totalkostnad för olika källor för att uppnå tillförselminskningarna i scenario 2, totalt för alla RIV-områden.

	<i>Enskilda avlopp^a</i>	<i>Jordbruk^b</i>	<i>Avloppsrenings- verk och industrier^c</i>	<i>Summa</i>	
	<i>MSEK/år</i>	<i>MSEK/år</i>	<i>MSEK/år</i>	<i>MSEK/år</i>	<i>M€ /år</i>
Minskning av fosfor (den finska modellen)	94-266	31-864	2,6-6,6	128-1137	14-126
Minskning av kväve (den finska modellen)	0	71-692	33-38	104-730	12-81
Summa	94-266	102-1556	35,6-44,6	232-1867	26-207
Minskning av fosfor (den svenska modellen)	111-314	34-947	3,4-8,8	148-1270	16-141
Minskning av kväve (den svenska modellen)	0	83-807	49-56	132-863	15-96
Summa	111-314	117-1754	52,4-64,8	280-2133	31-237
^a Baserat på kostnadsintervallet 6 000-17 000 SEK per borttaget kg fosfor och att kvävereduktion erhålls på köpet, se text. ^b Baserat på kostnadsintervallen 360-10 000 SEK per borttaget kg fosfor och 36-350 SEK per borttaget kg kväve, se text. ^c Baserat på kostnadsintervallen 372-955 SEK per borttaget kg fosfor och 57-66 SEK per borttaget kg kväve, se text.					

Som har framgått ovan är beräkningen av totalkostnaderna baserade på en stor mängd förenklingar och antaganden, och det vore naturligt att gå vidare med att utveckla och förfina analysen. Det skulle i så fall vara önskvärt att exempelvis:

- Ha kostnadseffektivitet som utgångspunkt i stället för att anta att tillförselminskningarna ska åstadkommas genom att utsläppen från olika källor minskar proportionerligt med källornas andelar av tillförseln. Att låta relativt billiga åtgärder stå för en större andel av tillförselminskningarna kan leda till lägre totalkostnader än de som redovisas i tabell 2.12.
- Inkludera åtgärder mot luftnedfall och i skogsbruket i analysen.
- Inkludera mer detaljerad information om källfördelningen inom RIV-områdena. Det gäller inte enbart fördelningen mellan huvudtyperna av källor, utan även t.ex.:
 - Andelen av enskilda avlopp som redan i nuläget har en viss reningsteknologi.
 - Andelen av enskilda avlopp för vilken anslutning till kommunalt VA-nät är rimlig.
 - Redan vidtagna åtgärder inom jordbruket och vilka åtgärder inom jordbruket som är mer eller mindre lämpliga i olika RIV-områden.
- Korrigera för eventuella kostnadsskillnader mellan Finland, Sverige och Åland.
- Inkludera mer detaljerad information om retentionen i RIV-områdena.

Tabell 2.13 redovisar tillförseln av fosfor och kväve från DIF-områdena så som den är beräknad inom BEVIS-projektet. Källfördelningen såsom skattad av BEVIS framgår av tabell 2.14. Avloppsreningsverk och industrier finns inte med som källa, eftersom tillförseln från dessa ingår i STP- och IND-sektorerna. Med hjälp av uppgifterna om tillförsel och källfördelning samt den antagna retentionen kan utsläppsminskningarna beräknas för de två källorna enskilda avlopp och jordbruk, se tabell 2.15.

<i>Kustområde (DIF ID-nr i BEVIS)</i>	<i>Total fosfor- tillförsel (kg P/år)</i>	<i>Minskning enligt den finska modellen^a (kg P/år)</i>	<i>Minskning enligt den svenska modellen^b (kg P/år)</i>	<i>Total kväve- tillförsel (kg N/år)</i>	<i>Minskning enligt den finska modellen^c (kg N/år)</i>	<i>Minskning enligt den svenska modellen^d (kg N/år)</i>
Finska kusten (1)	55 920	11 184	11 184	1 186 846	261 106	261 106
Finska öar (2)	65 250	13 050	13 050	1 384 879	304 673	304 673
Lumparn N (3)	1 898	304	380	87 965	7 037	19 352
Lumparn S (4)	1 168	187	234	40 515	3 241	8 913
NV inre skärg. (5)	1 971	315	394	78 475	6 278	17 264
SV Åland (6)	2 226	356	445	83 220	6 658	18 308
NÖ Åland (7)	803	128	161	28 470	2 278	6 263
Ö skärgården (8)	2 299	368	460	77 380	6 190	17 024
Summa	131 535	25 892	26 308	2 967 750	597 461	652 903

^a 20 % minskning för finska områden, 16 % minskning för åländska områden.

^b 20 % minskning för både finska och åländska områden.

^c 22 % minskning för finska områden, 8 % minskning för åländska områden.

^d 22 % minskning för både finska och åländska områden.

Källa: BEVIS

Tabell 2.14. Retention samt fosfor- och kvävetillförselns fördelning på olika utsläppskällor i RIV-områdena.

<i>Kustområde (DIF ID-nr i BEVIS)</i>	<i>Retention (%)</i>	<i>Enskilda avlopps andel av fosfor- tillförseln (%)</i>	<i>Jord- brukets andel av fosfor- tillförseln (%)</i>	<i>Enskilda avlopps andel av kväve- tillförseln (%)</i>	<i>Jord- brukets andel av kväve- tillförseln (%)</i>
Finska kusten (1)	25	12	88	8	92
Finska öar (2)	25	15	85	13	87
Lumparn N (3)	25	38	62	6	94
Lumparn S (4)	25	32	68	19	81
NV inre skärg. (5)	25	45	55	7	93
SV Åland (6)	25	53	47	10	90
NÖ Åland (7)	25	60	40	14	86
Ö skärgården (8)	25	58	42	12	88
Källa: BEVIS.					

Tabell 2.15. Utsläppsminskningar i kg per år för olika källor för att uppnå tillförselminskningarna i scenario 2, totalt för alla DIF-områden.

	<i>Enskilda avlopp</i>	<i>Jordbruk</i>	<i>Summa</i>
Minskning av fosfor (den finska modellen)	5 461	29 062	34 523
Minskning av kväve (den finska modellen)	84 935	711 681	796 615
Minskning av fosfor (den svenska modellen)	5 726	29 349	35 075
Minskning av kväve (den svenska modellen)	92 413	778 127	870 540
Källa: Beräknat utifrån uppgifterna i tabell 13 och 14.			

Givet samma kostnadsintervall för att minska fosfor- respektive kväveutsläpp som användes i avsnittet om RIV går det att beräkna de totalkostnader som redovisas i tabell 2.16. Som framgår av tabellen uppgår totalkostnaden för att uppnå minskningarna i DIF-områdena enligt den finska modellen till 69-633 miljoner SEK per år (8-71 miljoner euro per år). Totalkostnaderna för att uppnå minskningarna enligt den svenska modellen blir något högre, eftersom dessa minskningar är något större för de åländska DIF-områdena jämfört med den finska modellen. Precis som fallet var för RIV spelar det stor roll för totalkostnaden i vilken mån lågkostnadsåtgärder inom jordbruket kan användas. Observera att den avslutande diskussionen i avsnittet om RIV om utveckling och förfining av analysen är giltig även för DIF.

Tabell 2.16. Totalkostnad för olika källor för att uppnå tillförselminskningarna i scenario 2, totalt för alla DIF-områden.

	<i>Enskilda avlopp^a</i>	<i>Jordbruk^b</i>	<i>Summa</i>	
	<i>MSEK/år</i>	<i>MSEK/år</i>	<i>MSEK/år</i>	<i>M€/år</i>
Minskning av fosfor (den finska modellen)	33-93	10-291	43-384	5-43
Minskning av kväve (den finska modellen)	0	26-249	26-249	3-28
Summa	33-93	36-540	69-633	8-71
Minskning av fosfor (den svenska modellen)	34-97	11-293	45-390	5-43
Minskning av kväve (den svenska modellen)	0	28-272	28-272	3-30
Summa	34-97	39-565	73-662	8-73
^a Baserat på kostnadsintervallet 6 000-17 000 SEK per borttaget kg fosfor och att kvävereduktion erhålls på köpet, se avsnittet om RIV.				
^b Baserat på kostnadsintervallen 360-10 000 SEK per borttaget kg fosfor och 36-350 SEK per borttaget kg kväve, se avsnittet om RIV.				

Industrier (IND)

När det gäller utsläpp från industrier, så visar tillgängliga BEVIS-data om tillförsel att den härrör från 13 olika källor, se tabell 2.17. Tabellen visar också att utsläppen från vissa av industrierna är mycket små; enligt BEVIS-data till och med lika med noll i några enstaka fall. De två industrier som släpper ut minst ingår ej i analysen. Eftersom antalet industrier är så pass litet har vart och ett av de resterande företagen kontaktats om möjligheten att få kostnadsskattningar direkt från dem.

Tabell 2.17. Industrierna i BEVIS-området och deras tillförsel av kväve och fosfor.

<i>Industri (BEVIS ID-nr)</i>	<i>Skärgårdsområde</i>	<i>Fosfortillförsel (TotP, kg per år)</i>	<i>Kvävetillförsel (TotN, kg per år)</i>
Karlholms bruk (1)	Sverige	36	3 371
Karlit (2)	Sverige	1 028	7 285
Hallsta pappersbruk (3)	Sverige	2 741	34 630
Skutskärs bruk (4)	Sverige	10 912	128 841
Boyfood (5)	Finland	517	1 170
SP Minerals (6)	Finland	16	617
Finnfeeds Finland (7)	Finland	16	316
Finnfeeds Finland (8)	Finland	154	7 555
Kemira Growhow (9)	Finland	78	71 480
Kemira Growhow (10)	Finland	7 000	0
Neste Oil (11)	Finland	230	10 200
Björkboda Lås (12)	Finland	0	32
Omya (13)	Finland	0	56

Utifrån de två industrier som svarade har vi beräknat enhetskostnader för reduktion av kväve och fosfor som SEK/kg. I tabell 2.19 presenteras totalkostnaderna för IND enligt den svenska och den finska modellen, dvs en minskning av fosfor och kväve med 20 respektive 15 % enligt den svenska modellen och en minskning av fosfor med 20 % i de finska industrierna och 15 % i de svenska industrierna enligt den finska modellen. Minskningen av kväve är 15 % i både de finska och svenska industrierna enligt den finska modellen. Vi fick genom kontakterna med industrierna vissa indikationer på att de åtgärder som är aktuella för dem inte ger så små förbättringar som vi räknar på inom BEVIS-projektet (15-20 %) utan betydligt mer, åtminstone 50 % för vissa åtgärder.

Med industriernas egna uppgifter som grund beräknar vi enhetskostnaden för kväve till 196 SEK/kg. Motsvarande enhetskostnad för N+P skattar vi till 1 155-1 371 SEK/kg. Den information vi har fått in har tyvärr inte möjliggjort en separat härledning av enhetskostnaden för fosfor vilket gör att vi i kostnadsberäkningarna använder enhetskostnaden för N+P. Inom ramen för VASTRA (2006) har enhetskostnader för att reducera industrins kväve- och fosforutsläpp beräknats till 63-417 SEK/kg N respektive 629-5 765 SEK/kg P. Vi kan alltså konstatera att vår enhetskostnad för kväve (196 SEK/kg) ligger inom VASTRA:s kostnadsintervall. I beräkningarna använder vi såväl våra egna som VASTRA:s enhetskostnader för att skatta totalkostnaderna för IND. Våra skattningar ger då en övre gräns för totalkostnaden medan VASTRA-skattningarna ger en undre gräns.

Den totala kvävetillförseln från industrierna i BEVIS-området är 265 465 kg och den motsvarande fosfortillförseln 22 728 kg. Vi har i våra beräkningar uteslutit två industrier som släpper ut mycket små mängder kväve och fosfor. I tabell 2.18 anges de totala reduktionsmängderna av kväve och fosfor enligt den finska och den svenska modellen och tabell 2.19 sammanfattar de totala kostnaderna för IND utifrån respektive modell. Som framgår av tabell 2.19 blir resultatet ett totalkostnadsintervall på ungefär 5-60 miljoner kr (cirka 0,5-7 miljoner euro). Tabell 2.18. Den totala minskningen av kväve och fosfor (kg/år) enligt den finska och den svenska modellen.

Tabell 2.18. Den totala minskningen av kväve och fosfor (kg/år) enligt den finska och den svenska modellen.

<i>Kg/år</i>	<i>Den finska modellen</i>	<i>Den svenska modellen</i>
Tot N+P	43 630	44 366
Tot N	39 820	39 820
Tot P	3 810	4 546

Tabell 2.19. Totalkostnader för IND enligt den finska och den svenska modellen.

<i>Sektor</i>	<i>Totalkostnad</i>			
	<i>Den finska modellen</i>		<i>Den svenska modellen</i>	
	<i>MSEK/år</i>	<i>M€/år</i>	<i>MSEK/år</i>	<i>M€/år</i>
IND	4,9-60	0,5-6,7	5,4-61	0,6-6,8

Fiskodlingar (FIF)

För tillförselminskningar från fiskodlingar har kostnader tagits fram för scenario 7. Dessa schabloner används även för scenario 2 för den del av scenariet som gäller mycket stora minskningar (81 % för fosfor och 82 % för kväve). För de mer måttliga minskningar som antas för Finland i den finska modellen

(30 % för fosfor och 20 % för kväve) blir andra schablonkostnader aktuella, t.ex. kostnader som nämns i Miljöministeriet (2002). Två huvudsakliga delar ingår alltså i FIF:

1. Beräkning av de årliga totalkostnaderna för 81 % reduktion av fosfor och 82 % reduktion av kväve från fiskodlingar i hela BEVIS-området – den svenska modellen.
2. Beräkning av totalkostnaderna för 20 % reduktion av kväve och 30 % reduktion av fosfor i de finska fiskodlingarna samt 81 % respektive 82 % reduktion av fosfor och kväve i de åländska fiskodlingarna – den finska modellen.

Kostnadsberäkning 1 – den svenska modellen

Kostnaderna för att reducera utsläppen av kväve och fosfor med 82 respektive 81 % beräknas för Ålands del i scenario 7. Dessa beräkningar bygger delvis på antagandet att fiskodlingarna måste dra ner på sin produktion med 80 % för att reduktionsmålet på 81-82 % skall kunna uppnås. Produktionsminskningen leder i förlängningen till vinstförluster som går att värdera ekonomiskt. I scenario 2 beräknas motsvarande vinstförluster vid en 80 % minskning av produktionen i de finska fiskodlingarna i BEVIS-området. Slutligen adderas de åländska och finska vinstförlusterna för att ge en årlig totalkostnad för hela BEVIS-området enligt den svenska modellen. Ett annat tillvägagångssätt är att beräkna kostnaden för att flytta upp 80 % av den finska produktionen på land. Vi tillämpar båda metoderna.

När det gäller *vinstförluster* beräknar vi dessa genom att ifrån fiskodlingarnas totala intäkter dra de totala kostnaderna. Centrala uppgifter blir därmed marknadspriset på fisk samt produktionsmängder och kostnader. Vad gäller kostnaderna utgår vi från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet (2004) som har gjort vissa sådana beräkningar. De finska odlingarna är i allmänhet betydligt mindre (ca 53 ton) än de åländska odlingarna (ca 136 ton) och har också en annan kostnadsbild. Kostnaden per kg i de åländska odlingarna beräknar vi till 0,54 euro per kg medan motsvarande kostnader i de finska odlingarna är 0,69 euro per kg. Denna skillnad i kostnad kan eventuellt förklaras av att många kostnader är fasta och därmed oberoende av produktionsmängden, dvs oavsett om ett företag producerar 50 eller 150 ton fisk så existerar fasta kostnader som företaget inte kan komma undan.

Vad gäller intäkterna multiplicerar vi helt enkelt den totala produktionen med marknadspriset på regnbåge. Marknadspriset som vi använder för såväl de åländska som de finska odlingarna är 3 euro per kg (pers. kommunikation med representanter för fiskeriodlingsbranschen på Åland). Regnbåge dominerar nästan totalt i BEVIS-området. Mer än 95 % av den sammanlagda finska och åländska produktionen i fiskodlingar utgörs av regnbåge (Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, 2006).

Utifrån Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets (2006) statistik vet vi att en genomsnittlig finsk fiskodling i Skärgårdshavet 2005 producerade ca 53 ton. Totalt ingår 65 fiskodlingar i den finska delen av BEVIS-området vilket gör att den totala produktionen av fisk i det studerade området bör vara ca 3,5 miljoner ton för 2005. Denna uppskattning bekräftas någorlunda väl av BEVIS-data som ger en genomsnittlig produktion för år 2003 och 2004 på 2 915 798 kg. Vi baserar våra beräkningar för de finska fiskodlingarna på BEVIS-data. En minskning av produktionsvolymen med 80 % förmodas medföra den önskade 81-82 % reduktionen av fosfor och kväve. I tabell 2.20 visas de sammanlagda vinstförlusterna i de finska fiskodlingarna.

Tabell 2.20. Vinstförluster i de finska fiskodlingarna vid en produktionsminskning med 80 %.

	SEK/år	€/år
Totala <i>intäkter</i> före reduktion	78 726 546	8 747 394
Totala <i>kostnader</i> före reduktion	18 107 109	2 011 901
Total <i>vinst</i> före reduktion	60 619 437	6 735 493
Totala <i>intäkter</i> efter reduktion	15 745 311	1 749 479
Totala <i>kostnader</i> efter reduktion	3 621 420	402 380
Total <i>vinst</i> efter reduktion	12 123 891	1 347 099
Vinstförlust	48 495 546	5 388 394

Vad gäller möjligheten att anlägga *nya fiskodlingsanläggningar på land* beräknar vi kostnaden för att flytta upp 80 % av den finska produktionen på land utifrån skattningar gjorda av Miljöministeriet (2002). I tabell 7.1 i denna rapport presenteras de schablonvärden som vi använder i beräkningarna.

Av den sammanlagda produktionen 2 915 798 kg per år skall alltså 80 % (2 332 638 kg) flyttas upp på land. Den årliga kostnaden för denna åtgärd är då:

863 076 – 2 146 027 euro²

För att sammanfatta den svenska modellen så är den sammanlagda vinstförlusten för de finska fiskodlingarna i BEVIS-området vid en 80 % produktionsminskning 5,4 miljoner euro per år (48,5 miljoner SEK) och kostnaden för att flytta upp 80 % av produktionen på land 863 076 – 2 146 027 euro per år.

Om vi till dessa skattningar adderar de motsvarande åländska vinstförlusterna och kostnaderna för att flytta upp odlingar på land blir de totala kostnaderna för hela BEVIS-området enligt den svenska modellen 2 396 652 euro – 15 584 602 euro per år (22-140 miljoner SEK). Den lägre siffran i intervallet får vi genom att addera de åländska och finska årliga kostnaderna för att flytta upp 80 % av produktionen på land. Den högre siffran är de totala vinstförlusterna för de åländska och finska fiskodlingarna.

Kostnadsberäkning 2 – den finska modellen

I denna del av scenariot beräknar vi totalkostnaderna för en 20-30 % minskning av närsaltsutsläppen från de finska fiskodlingarna och 81-82 % reduktion i de åländska odlingarna. Eftersom vi redan har beräknat kostnaderna för att flytta upp åländska fiskodlingar på land samt vinstförluster i scenario 7 återstår nu att beräkna kostnaderna för de finska fiskodlingarna. Vi gör detta på två olika sätt:

1. Beräkning av vinstförluster.
2. Beräkning av kostnader för olika åtgärder utifrån schablonvärden.

Bägge sätten presenteras nedan. Vi har beräknat kostnader för åtgärder som *åtminstone* borde ge den önskade reduktionsnivån men i vissa fall kan det hända att reduktionen av kväve och fosfor bli ännu större, dvs att "vi får ännu mer miljö för pengarna". Observera vidare att vi räknar på kostnader för olika

² Om kostnaden per kg är 0,34 euro och driftskostnaden 3 cent så är totalkostnaden för att flytta upp 80 % av produktionen på land: $2\,915\,798 \times 0,80 \times 0,34 + 2\,915\,798 \times 0,80 \times 0,03 = 793\,097 + 69\,979 = 863\,076$ euro. Motsvarande kostnad om kilopriset är 0,84 och driftskostnaden 8 cent är 2 146 027 euro.

separata åtgärder. Naturligtvis kan det även bli frågan om en kombination av åtgärder för att uppnå de önskade målen.

Vad gäller *vinstförluster* vet vi utifrån våra modifieringar av Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets (2006) beräkningar att en genomsnittlig finsk fiskodling producerar ca 53 ton. Den totala årliga genomsnittliga produktionen av fisk i den finska delen av BEVIS-området var 2003-2004 2 915 798 kg. Kostnaden per producerat kg fisk har vi beräknat till 0,69 euro. En minskning av produktionsvolymen med 30 % bör kunna medföra att den önskade reduktionen av fosfor (30 %) och kväve (20 %) uppnås. Tabell 2.21 visar vinstförlusterna i de finska fiskodlingarna vid en 30 % reduktion av produktionen.

Tabell 2.21. Vinstförluster i de finska fiskodlingarna vid en produktionsminskning med 30 %.

	SEK/år	€/år
Totala <i>intäkter</i> före reduktion	78 726 546	8 747 394
Totala <i>kostnader</i> före reduktion	18 107 109	2 011 901
Total <i>vinst</i> före reduktion	60 619 437	6 735 493
Totala <i>intäkter</i> efter reduktion	55 108 584	6 123 176
Totala <i>kostnader</i> efter reduktion	12 674 970	1 408 330
Total <i>vinst</i> efter reduktion	42 433 614	4 714 846
Vinstförlust	18 185 823	2 020 647

Vad gäller *beräkningar utifrån schablonvärden* utgår vi från Miljöministeriets (2002) framtagna schabloner för olika åtgärder. Vi beräknar kostnaderna för två åtgärder: (1) nya anläggningar på land, samt (2) slutna kassanläggning. I beräkningarna utgår vi alltså från schablonvärdena i tabell 7.1. i denna rapport.

Först beräknar vi kostnaden för (1) att flytta upp 30 % av produktionen, dvs 874 739 (2 915 798 x 0,30) kg på land. Denna kostnad är 323 653 (297 411 + 26 242) – 804 760 (734 781 + 69 979) euro per år beroende av vilka schablonvärden för kostnaderna som används (0,34-0,84 euro per kg samt driftskostnad på 3 alternativt 8 cent per kg).

Vad gäller (2) slutna kassanläggningar finns det enligt Ålands landskapsregering en minskningspotential på 20 respektive 55 % för kväve och fosfor om fiskodlingen sker i slutna kassanläggningar. För att uppnå minskningen i scenariot bör det alltså räcka med att 20 % av produktionen flyttar till slutna anläggning. Vi antar att samma minskningspotential gäller för de finska fiskodlingarna och att 20 % av den totala finska produktionen, dvs 583 160 kg (2 915 798 x 0,20), flyttar till slutna kassanläggning. Kostnaden för denna åtgärd skulle då vara 303 243 (256 590 + 46 653) euro per år inklusive driftskostnader (0,44 euro per kg fisk samt driftskostnad på 8 cent per kg).

Sammanfattningsvis beräknar vi den årliga kostnaden för att minska kväve- och fosforutsläppen med 20 respektive 30 % i de finska fiskodlingarna till 303 243 – 2 020 647 euro där den nedre skattningen i intervallet utgörs av kostnaden för slutna kassanläggning i 30 % av odlingarna och den övre skattningen är vinstförlusten vid 30 % mindre produktion. Om vi till dessa skattningar adderar de åländska vinstförlusterna och kostnaderna för att flytta upp odlingar på land blir de totala kostnaderna för hela BEVIS-området enligt den finska modellen 1 836 819 euro – 12 216 855 euro per år (17-110 miljoner SEK). Den nedre skattningen får vi genom att addera de åländska kostnaderna för att flytta upp 80 % av produktionen på land och de finska kostnaderna för att flytta 30 % av produktionen till slutna kassanläggning. Den övre skattningen är summan av vinstförlusterna i de åländska och de finska fiskodlingarna.

7.2.3 Sammanfattning

Tabell 2.22 nedan sammanfattar resultaten beträffande totalkostnader för de olika sektorerna, givet minskningsantagandena i dels den finska modellen och dels den svenska modellen. Totalkostnaden för alla sektorerna sammantaget uttrycks i form av ett intervall som för den finska modellen sträcker sig från 349 till 2 705 miljoner kr per år (40-301 miljoner euro per år). Minskingsantagandena i den svenska modellen resulterar i ett totalkostnadsintervall som ligger något högre: 406-3 032 miljoner kr per år (45-337 miljoner euro per år).

Tabell 2.22. Sammanfattning av kostnadsskattningarna för de olika sektorerna.

Sektor	Totalkostnad			
	Den finska modellen		Den svenska modellen	
	MSEK/år	M€/år	MSEK/år	M€/år
STP	26-35	3-4	26-36	3-4
RIV	232-1867	26-207	280-2133	31-237
DIF	69-633	8-71	73-662	8-73
IND	5-60	0,5-7	5,4-61	0,6-7
FIF	17-110	2-12	22-140	2-16
Summa	349-2705	40-301	406-3032	45-337

7.3 Scenario 3

Skift från torrdass-system till vattenklosetter i sommarstugor. Resulterar i ökad diffus belastning i skärgårdsområden.

7.3.1 Kostnadsberäkning

Ungefär 35 % av husen/stugorna i det studerade området i Sverige, Finland och på Åland har idag torrdass, dvs sammanlagt 14 794 hushåll enligt Tabell 3.1. I scenario 3 skall kostnaden för att alla dessa hushåll går över till ett system med vattenklosetter beräknas.

Tabell 3.1. Total antal stugor/hus i det studerade området (antal med torrdass inom parentes)

Åland	11 595 (4 058)
Finland	20 559 (7 196)
Sverige	10 115 (3 540)

Den totala kostnaden för övergången till vattenklosetter skattas med hjälp av ett par finska kostnadsberäkningar för olika typer av reningsanläggningar (Varsinais-Suomen Agenda 21, 2005 och Röytiö, 2006). Prisuppgifterna anges i euro och är genomsnittliga.

Tabell 3.2. Genomsnittliga investeringskostnader (euro) per hushåll för olika typer av reningsanläggningar, Varsinais-Suomen Agenda 21 (2005) och Röytiö, 2006.

	<i>Infiltrations- anläggning</i>	<i>Markbädd</i>	<i>Minireningsverk</i>
Genomsnittlig kostnad (per anläggning)	2 722	4 256	6 304
Totalt antal	5	11	19
% av samtliga	14	31	54

I kostnaderna som presenteras i tabell 3.2. ingår allt arbete och material som krävs för att anlägga en reningsanläggning. Det som inte ingår är själva WC-stolen och ledningarna inomhus eftersom man har utgått från ett existerande WC-system (utan eller med dålig rening). Inte heller underhåll är medräknat och beloppen i tabell 3.2. är därmed engångsbelopp för de olika anläggningstyperna.

Det verkar dock rimligt att anta att det utöver själva investeringskostnaderna även tillkommer kostnader för drift och underhåll. Vi gör ett antagande att dessa kostnader för drift och underhåll, samt även anläggningarnas livslängd och kalkylräntan (sex procent) är desamma som i Naturvårdsverkets (2003b) beräkningar för sjön Glan. De årliga kostnaderna för de olika anläggningstyperna presenteras i tabell 3.3. Figur 3.1 visar hur årliga kostnader för investeringar generellt kan uttryckas, där annuitetsfaktorn bygger på den kalkylränta som används.

$$\text{Årlig kostnad} = \text{investering} \times \text{annuitetsfaktor} + \text{årlig driftskostnad}$$

Figur 3.1. Årlig kostnad för investeringar (Naturvårdsverket, 2003c)

Tabell 3.3. Årliga kostnader (euro) per hushåll för olika typer av reningsanläggningar (bygger delvis på Naturvårdsverket, 2003b).

	<i>Kostnad per hushåll (euro)</i>			
	<i>Komplett anläggning (euro)</i>	<i>Ökad driftskostnad (euro/år)</i>	<i>Livslängd (år)</i>	<i>Total kostnad per år (annuitets- kostnad med kalkylränta 6%)</i>
Infiltration	2 722	89	15	369
Konventionell markbädd	4 256	89	20	460
Minireningsverk	6 304	167	15	816

För att beräkna de totala årliga kostnaderna för Åland, Finland och Sverige måste kostnaderna per hushåll multipliceras med det totala antalet hushåll som använder respektive anläggningstyp. Vi

antar att dessa proportioner är de samma som i kostnadskalkylen, dvs. 14 % av samtliga 14 794 hushåll antas använda en infiltrationsanläggning, 31 % använder markbädd och 54 % använder minireningsverk. Det bör observeras att en majoritet av hushållen (54 %) alltså antas använda sig av den dyraste typen av anläggning.

Tabell 3.4. Sammanlagd kostnad (euro) för övergången till vattenklosetter i Sverige, Finland och på Åland.

<i>Anläggningstyp</i>	<i>Total kostnad per hushåll och år</i>	<i>Antal hushåll</i>	<i>Sammanlagd kostnad för scenario 3</i>
Infiltration	369	2 071	764 199
Konventionell markbädd	460	4 586	2 109 560
Minireningsverk	816	7 989	6 519 024

7.3.2 Slutsats

Den sammanlagda kostnaden per år för Åland, Finland och Sverige vid ett skift från torrdass till vattenklosetter är 9,4 miljoner euro (84,5 miljoner SEK) om investeringarna har en livslängd på 15-20 år och en kalkylränta på sex procent används. Totalkostnaden utslaget per hushåll och år är därmed 635 euro (5 715 SEK).

7.4 Scenario 4

10 % minskning av näringstillförseln från atmosfären (AIR) och från omgivande havsområden (BOR), oförändrad tillförsel från andra källor (dvs på 2004 års nivå).

För att undersöka kostnaderna för att åstadkomma minskningarna i det här scenariet krävs information om hur åtgärder som minskar näringstillförseln till omgivande havsområden påverkar BEVIS-området. Sådana samband är komplicerade och det råder brist på modeller som möjliggör en sådan analys. För att åtminstone få en indikation på de totala kostnaderna för att förverkliga scenariet har vi valt att använda oss av beslutsstödssystemet Nest. Det är utvecklat av forskningsprogrammet Marine Research on Eutrophication (MARE, se www.mare.su.se). Nest ger bland annat kostnadsskattningar för att uppnå kostnadseffektiva kombinationer av åtgärder som uppfyller givna mål. Sådana mål formuleras i Nest som genomsnittliga siktdjupsförbättringar i ett eller flera av de havsområden som är modellerade. I Nest ingår modeller över hur näringsämnen transporteras mellan olika havsområden. Därför har Nest möjlighet att skatta storleken på olika överspillningseffekter, t.ex hur minskningar av tillförseln av näringsämnen till en viss havsbassäng får följdverkningar för andra havsbassänger.

Havsområdena i Nest är åtta till antalet: Bottenviken, Bottenhavet, Finska viken, Rigabukten, Egentliga Östersjön, Danska sunden och Kattegatt. Det rör sig alltså mestadels om stora havsområden, och det är inte självklart hur en mindre del av ett helt havsområde bör studeras. Upplands skärgård, Åland och Skärgårdshavet återfinns i modellen som den sydligaste femtedelen av havsområdet Bottenhavet. Söderut gränsar detta havsområde till Egentliga Östersjön. För att kunna använda Nest för scenario 4 antar vi till att börja med att de förhållanden som i Nest beskrivs för havsområdet Bottenhavet är rimliga även för det geografiska område som studeras i BEVIS.

Tabell 4.1 beskriver det utgångsläge för Bottenhavet som Nest använder sig av, nämligen den genomsnittliga tillförselsituationen under perioden 1997-2002. Den här tillförselsituationen beräknas leda till

koncentrationer av totalkväve och totalfosfor på 18,7 $\mu\text{mol/l}$ respektive 0,5 $\mu\text{mol/l}$, vilket i sin tur motsvarar ett genomsnittligt siktdjup på 6,2 m om siktdjupet ses som en funktion av kvävekoncentrationen (vilket är standardantagandet för Bottenhavet i Nest). Om siktdjupet i stället ses som en funktion av fosforkoncentrationen blir det genomsnittliga siktdjupet något högre: 6,4 m.

Tabell 4.1. Tillförsel av näringsämnen till Bottenhavet under perioden 1997-2002.

<i>Källa</i>	<i>Fosfor (totalt, ton per år)</i>	<i>Kväve (totalt, ton per år)</i>
Atmosfärisk deposition	1 178	32 636
Vattendrag	2 144	51 240
Punktkällor	313	5 547
Bottenviken	2 697	45 325
Egentliga Östersjön	25 045	274 623
Källa: Nest.		

Ett problem med att använda Nest förutom dess grova indelning i havsområden är att en del data som modellen vilar på är under revidering. Detta gäller bland annat kostnadsdata för olika åtgärder i Estland, Lettland, Litauen, Polen och Ryssland. Därför måste kvantitativa resultat avseende kostnader tolkas med stor försiktighet. Däremot kan kvalitativa resultat kring hur kostnader förändras beroende på vilka åtgärder som vidtas och i vilka länder dessa åtgärder vidtas förväntas vara mer stabila.

Tabell 4.2 illustrerar vilka kostnadsuppgifter som används av Nest. Tabellen visar också vilka olika åtgärdstyper som är möjliga att analysera i Nest. Kostnadsuppgifterna gäller enhetskostnader för olika åtgärder som vidtas i Finlands respektive Sveriges del av Bottenhavets avrinningsområde (varav de flesta enhetskostnaderna är identiska för de bägge länderna). Kostnaderna gäller sannolikt situationen under slutet av 1990-talet. Det kan exempelvis noteras att enhetskostnaderna för kväve- och fosforrening i avloppsreningsverk (45 SEK/kg borttaget N respektive 45-90 SEK/kg borttaget P) är relativt låga jämfört med de enhetskostnader som används i scenario 5.

Tabell 4.2. Enhetskostnader i Nest för åtgärder.

<i>Typ av åtgärd</i>	<i>Finland (Bottenhavets avrinningsområde)</i>		<i>Sverige (Bottenhavets avrinningsområde)</i>	
	<i>euro</i>	<i>SEK</i>	<i>euro</i>	<i>SEK</i>
Våtmarksrestaurering	77 400/km ²	696 600/km ²	77 400/km ²	696 600/km ²
Fånggrödor	9 390/km ²	84 510/km ²	9 390/km ²	84 510/km ²
Energiskog	44 670/km ²	402 030/km ²	44 670/km ²	402 030/km ²
Vallodling	21/km ²	188/km ²	21/km ²	188/km ²
Djurhållning: boskap	715/djur	6 435/djur	724/djur	6 516/djur
Djurhållning: grisar	58/gris	522/gris	58/gris	522/gris
Djurhållning: höns	4,50/fågel	40,50/fågel	4,50/fågel	40,50/fågel
NO _x -reduktion: fartyg	1 400/ton N	12 580/ton N	1 400/ton N	12 580/ton N
NO _x -reduktion: bilar	775/ton N	6 975/ton N	775/ton N	6 975/ton N
NO _x -reduktion: stationära källor	18 060/ton N	162 500/ton N	18 210/ton N	163 910/ton N
Avloppsreningsverk: reduktion av N	5/kg N	45/kg N	5/kg N	45/kg N
Avloppsreningsverk: reduktion av P	10/kg P	90/kg P	5/kg P	45/kg P
Källa: Nest.				

7.4.1 Kostnader för minskad tillförsel från atmosfären

Till att börja med analyseras den första komponenten av scenario 4, nämligen 10 % minskning av tillförseln från atmosfären till BEVIS-området. I Nest är det inte möjligt att analysera delar av havsområden, och därför antas att om tillförseln från atmosfären till Bottenhavet som helhet minskas med 10 % så minskar även tillförseln från atmosfären till BEVIS-området med 10 %.

Av tabell 4.1 framgår att den årliga tillförseln från atmosfären till Bottenhavet som helhet är 32 636 ton kväve respektive 1 178 ton fosfor. BEVIS-området utgör omkring 20 % av havsområdet Bottenhavet, så om tillförseln är proportionerlig till havsområdets yta kan det antas att den årliga tillförseln från atmosfären till BEVIS-området är 6 527 ton kväve respektive 236 ton fosfor. 10 % minskning av tillförseln innebär således följande årliga reduktioner för Bottenhavet som helhet respektive BEVIS-området: 3 264 respektive 653 ton kväve och 118 respektive 24 ton fosfor.

De åtgärder som står till buds i Nest för att minska tillförseln från atmosfären är åtgärder som minskar NO_x -utsläpp från fartyg, bilar och stationära källor, jfr tabell 4.2. Fosfor utesluts därför ur analysen. Med hjälp av Nest analyserades således de lägsta möjliga kostnaderna för att med hjälp av minskade NO_x -utsläpp uppnå den önskade reduktionen av tillförseln till Bottenhavet. Resultatet blev att detta kan åstadkommas genom NO_x -begränsande åtgärder i Sverige till en kostnad av 7,6 miljoner euro per år (68,4 miljoner SEK per år). För att uppnå det önskade resultatet på ett kostnadseffektivt sätt var det alltså inte nödvändigt att vidta åtgärder i några andra länder än Sverige. Denna totalkostnad motsvarar en genomsnittlig kostnad på 2 328 euro per borttaget ton kväve, vilket är en rimlig siffra med tanke på enhetskostnaderna för NO_x -minskningar i tabell 4.2 ligger mellan 775 och 18 210 euro. Givet att denna kostnad per borttaget ton kväve är rimlig även för åtgärder som enbart skulle minska tillförseln från atmosfären till BEVIS-området, skulle den årliga totalkostnaden för att uppnå en minskning på 653 ton per år till detta område bli $653 \times 2328 =$ ungefär 1,5 miljoner euro (13,5 miljoner SEK).

Faktumet att enhetskostnaderna i Nest är under revision innebär att de här kostnadssiffrorna ska tolkas med stor försiktighet. Den enhetskostnad som anges av Miljöministeriet (2002) är 6 730 euro per borttaget ton kväve, vilket är nästan 3 gånger högre än den nyss nämnda genomsnittliga kostnaden. Det bör dock observeras att denna enhetskostnad inte tar hänsyn till möjligheten att minska NO_x -utsläpp från fartygstrafiken, som beräknas stå för ungefär 10 % av det totala kvävenedfallet till Östersjön (Miljöministeriet 2002). Eftersom införandet av katalysatorer har betytt mycket för att minska NO_x -utsläppen från bilar är åtgärder för att minska NO_x -utsläpp från fartygstrafik i dagsläget troligen en viktig del av en kostnadseffektiv reduktion av de totala NO_x -utsläppen (Entec 2005). Enhetskostnaden 6 730 per borttaget ton kväve skulle därför troligen bli lägre om hänsyn togs till att det är relativt billigt att minska utsläppen från fartyg. **Totalkostnaden per år för att uppnå 10 % minskning av tillförseln av kväve från atmosfären kan således förväntas ligga mellan 7,6 och 22,0 miljoner euro (68,4-198 miljoner SEK) för hela Bottenhavet och, givet full proportionalitet, mellan 1,5 och 4,4 miljoner euro (13,5-39,6 miljoner SEK) för BEVIS-området.**

7.4.2 Kostnader för minskad tillförsel från omgivande havsområden

Nästa fråga är hur 10 % minskning av tillförseln av kväve och fosfor till BEVIS-området från omgivande havsområden ska åstadkommas. För hela havsområdet Bottenhavet visar tabell 4.1 att Egentliga Östersjön är en 10 gånger större källa av fosfor och 6 gånger större källa av kväve än vad Bottenviken är. För just BEVIS-området torde betydelsen av Bottenviken vara ännu mindre än så, eftersom BEVIS-området utgör havsområdet Bottenhavets sydligaste del. Därför antas att 10 % minskning av tillförseln av kväve

Inte oväntat visar det sig att totalkostnaden varierar mycket mellan de olika fallen, från 381 miljoner euro (3 439 miljoner SEK) till 2 081 miljoner euro (18 729 miljoner SEK) per år. Absolutnivåerna på kostnaderna är osäkra, men det rör sig i alla händelser om avsevärda belopp. Det vore dock orättvist att enbart ställa dem i relation till den önskade överspillningseffekten till Bottenhavet, eftersom åtgärderna skulle leda till minskad tillförsel av näringsämnen till alla Östersjöns havsområden, i synnerhet till Egentliga Östersjön.

I övrigt är det framför allt kvalitativa slutsatser som kan dras. Som framgår av tabell 4.3 är det fall 4 som innebär den lägsta kostnaden. Det är inte oväntat eftersom den innefattar minst antal restriktioner för vilka länder och åtgärder som deltar. Undantas Ryssland stiger totalkostnaden med 15 % jämfört med fall 4 och undantas dessutom Estland, Lettland och Litauen stiger totalkostnaden med 180 % jämfört med fall 4. Detta understryker vikten av internationellt samarbete så att så många länder som möjligt deltar i åtgärdsarbetet. Att sådant samarbete är viktigt för att hålla totalkostnaderna nere illustreras även av jämförelsen mellan fall 1 och fall 3. Där är kostnadsökningen hela 228 % om de deltagande länderna med landområden gränsande till havsområdet Egentliga Östersjön begränsas till Polen och Sverige. Skillnaden mellan fall 1 och fall 2 illustrerar att restriktioner när det gäller åtgärdstyper också ökar kostnaderna: när åtgärder som avser NO_x -utsläpp exkluderas från analysen (fall 2) blir resultatet en kostnadsökning med 22 % jämfört med fall 1.

7.5 Scenario 5

40 % minskning av både kväve- och fosfortillförseln från alla reningsverk (STP), oförändrad tillförsel från andra källor (dvs på 2004 års nivå).

Liksom för de andra scenarierna har målet här varit att komma fram till en skattning av den totala kostnaden för att förverkliga scenariet. De avloppsreningsverk (STP) som enligt scenariet ska minska sina utsläpp av kväve respektive fosfor med 40 % är totalt 44 verk; 32 finländska, 5 svenska och 7 åländska. Tabell 5.1 beskriver utgångsläget för reningsverken med hjälp av uppgifter om deras dimension, nuvarande (2004) utsläpp av fosfor och kväve samt nuvarande reningsgrad för kväve och fosfor.

Tabell 5.1. Statistisk beskrivning av avloppsreningsverken.

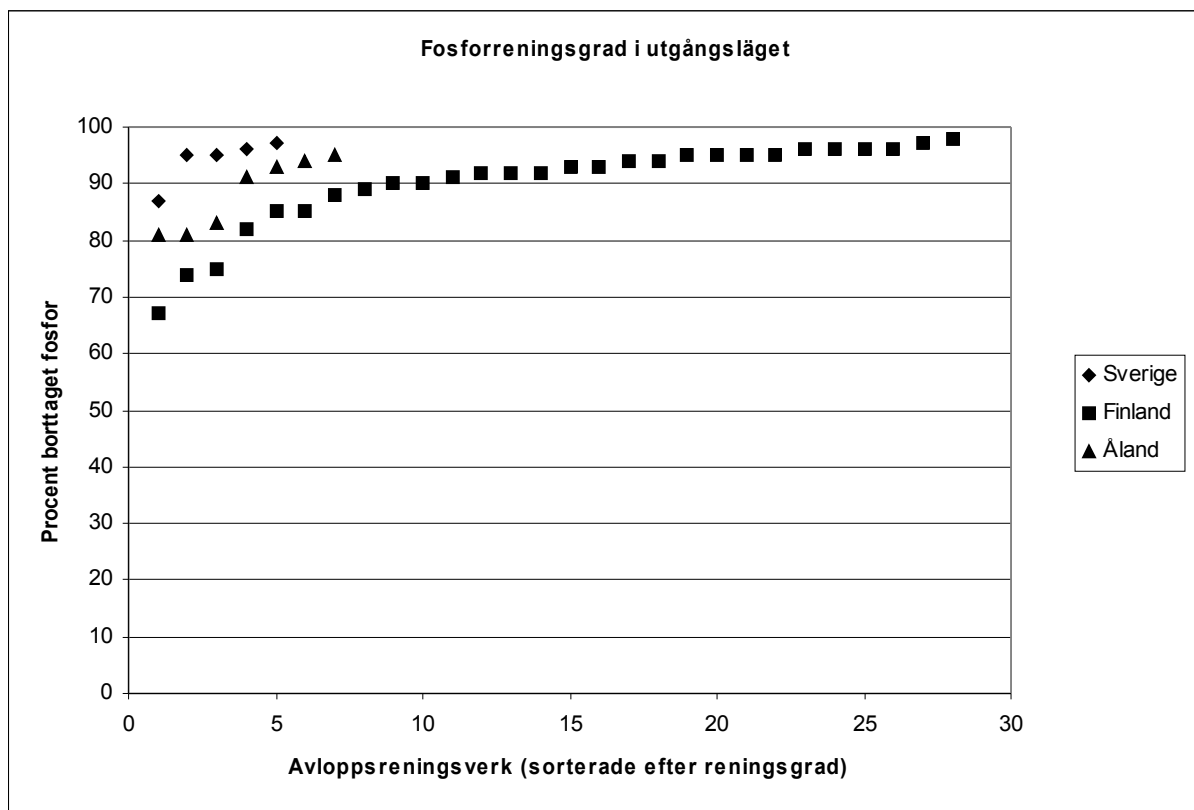
<i>Variabel</i>	<i>Medelvärde</i>	<i>Median</i>	<i>Std.avv.</i>	<i>Minvärde</i>	<i>Maxvärde</i>	<i>Antal obs.</i>
Dimension (personekvivalenter)	12 870	543	53 001	0	338 014	42
Fosforutsläpp (kg/år, totalP)	555	28	1 552	0	8 369	44
Fosforreningsgrad (% borttaget P)	90	93	7	67	98	40
Kväveutsläpp (kg/år, totalN)	23 046	1 216	67 241	18	393 766	44
Kvävereningsgrad (% borttaget N)	40	40,5	21	0	94	40

Av tabell 5.1 framgår att reningsverken är således relativt olika när det gäller exempelvis storlek och nuvarande reningsgrad för kväve och fosfor. 28 av 42 reningsverk har en dimension som understiger 1 000 pe. Åbo stads reningsverk är det största reningsverket (338 014 pe) och är över fem gånger större

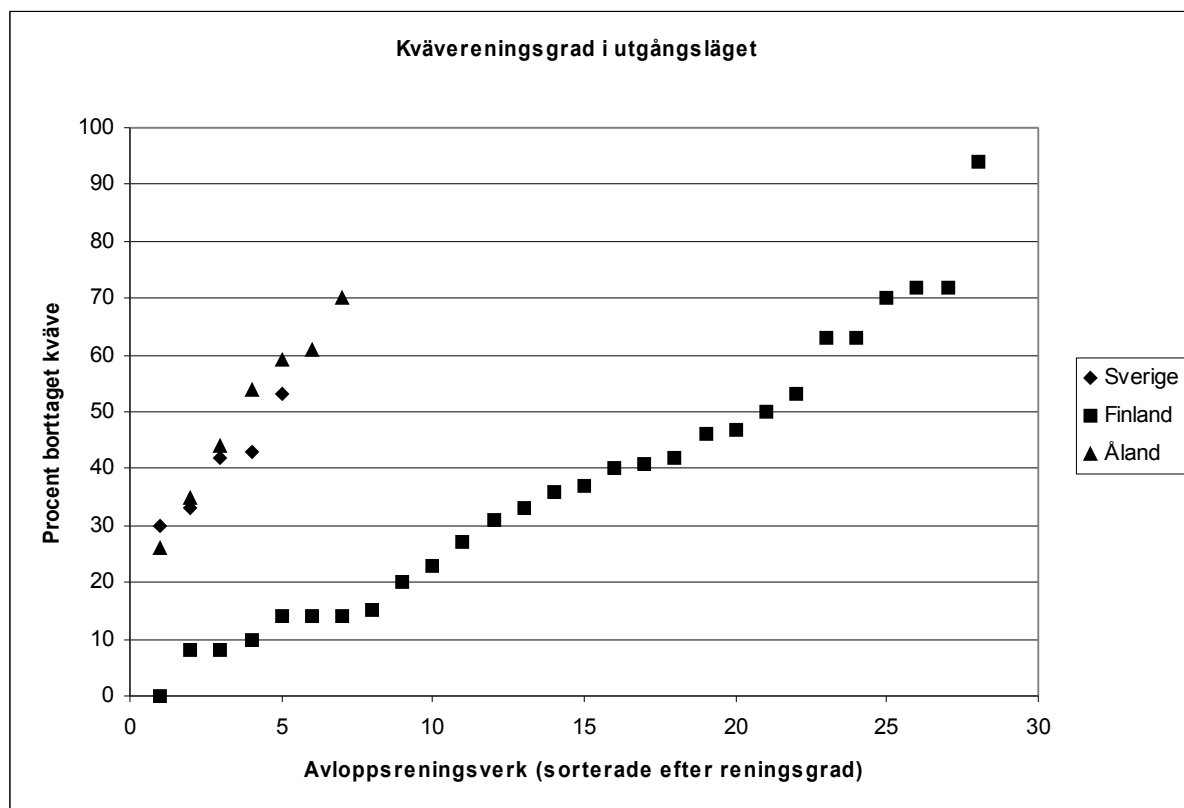
än det närbelägna Reso stads reningsverk. När det gäller reningsgraden är spridningen särskilt stor för kväve (0-94 %), men det finns även en viss variation när det gäller reningsgraden för fosfor (67-98 %). De här variationerna illustreras av figur 5.1 och 5.2.

Olikheterna i reningsgrad gör det problematiskt att skatta kostnaderna för ytterligare rening, eftersom förutsättningarna för den ytterligare reningen kan variera mycket stort mellan de olika reningsverken. I synnerhet gäller allmänt att kostnaderna för att utöka reningen när reningsgraden redan i utgångsläget är relativt hög kan förväntas vara högre än när reningsgraden i utgångsläget är relativt låg. Med andra ord är det rimligt att förvänta sig en stigande marginalkostnad för rening i takt med att reningsgraden ökar.

Eftersom den tillgängliga tiden för studien inte har medgett inhämtning av detaljerad information om vart och ett av reningsverken kommer schabloner för kostnader per renad mängd kväve respektive fosfor att användas. Dessa schabloner är baserade på uppgifter inhämtade från litteraturen. Hänsyn kommer att tas till om den nuvarande reningsgraden är relativt låg eller relativt hög, men dock på ett tämligen grovt sätt.



Figur 5.1. Fosforreningsgrad i utgångsläget.



Figur 5.2. Kvävereningsgrad i utgångsläget.

7.5.1 Reningskostnadsschabloner för fosfor

Enligt Miljöministeriet (2002) kan reningskostnaderna för fosfor givet en genomsnittlig reningsgrad i utgångsläget på 93 % uppskattas till 10 091-11 733 euro per borttaget ton fosfor (91-106 SEK per borttaget kg fosfor). För att från en sådan nivå nå upp till en ytterligare förfinad fosforrening (95 %-nivån) medför enligt Miljöministeriets bedömning kostnader som ligger ungefär 7-11 gånger högre per borttagen mängd, närmare bestämt 69 000-134 550 euro per borttaget ton fosfor (621-1211 SEK per borttaget kg fosfor). Det här är en tydlig illustration av ökande marginalkostnader, och de relativt höga kostnaderna för att förbättra en reningsgrad som i utgångsläget ligger på 93 % bekräftas av en sammanställning av Naturvårdsverket (2003b). Sammanställningen tar bland annat upp reduktionspotentialen hos olika fosforreningsåtgärder och kostnaderna för dessa åtgärder för små och mellanstora avloppsreningsverk (< 10 000 pe) respektive stora verk ($\geq 10\,000$ pe). För de små och mellanstora verken anges en reningskostnad på 700-1700 SEK per borttaget kg fosfor, medan motsvarande siffra för stora verk är 700-3300 SEK per borttaget kg fosfor.

Med dessa uppgifter som grund kommer beräkningen av totalkostnaderna för scenario 5 att basera sig på följande schabloner:

- Reningsverk som i utgångsläget har en reningsgrad för fosfor ≤ 93 %: **100 SEK per borttaget kg fosfor.**
- Små eller mellanstora reningsverk (< 10 000 pe) som i utgångsläget har en reningsgrad för fosfor > 93 %: **621-3000 SEK per borttaget kg fosfor.**
- Stora reningsverk ($\geq 10\,000$ pe) som i utgångsläget har en reningsgrad för fosfor > 93 %: **621-1700 SEK per borttaget kg fosfor.**

7.5.2 Reningskostnadsschabloner för kväve

Även kostnaderna för att rena kväve i avloppsreningsverk kan förväntas variera tämligen kraftigt beroende på specifika förhållanden vid reningsverket, exempelvis kvävereningsgraden i utgångsläget. I litteraturen finns ett antal skattningar som ligger kring högst 50 SEK per borttaget kg kväve. Enhetskostnaden i Nest-modellen (se scenario 4) är 45 SEK per borttaget kg kväve. Miljöministeriet (2002) kommer fram till exakt samma enhetskostnad (5046 euro per borttaget ton N, dvs 45 SEK per borttaget kg N). Scharin (2004) skattade ett intervall för kvävereduktionskostnader till 5-32 SEK per borttaget kg N och exemplifierar därmed att reningskostnaderna i vissa fall kan ligga betydligt lägre än 50 SEK per kg. Å andra sidan finns exempel som indikerar att reningskostnaderna i andra fall kan vara betydligt högre än 50 SEK per kg. Exempelvis utgick ett domslut i Miljööverdomstolen (2003) från att en ökning av kvävereningen i Östhammars avloppsreningsverk från 20 till 40 % skulle ligga på ungefär 100 SEK per borttaget kg kväve.

Naturvårdsverket (1996) analyserade kvävereduktionskostnaden för ett stort antal reningsverk som in-fört kväverening och konstaterade att kostnaden uppgick till 35-40 SEK per kg borttaget N (1996 års prisnivå). De studerade verkens storlek varierade mellan 5 500 och 140 000 pe och den uppnådda kvävereningsgraden varierade mellan 16 och 65 %. Baserat på dessa data skattade Olshammar et al. (2003) kostnadsschabloner för kväverening (2003 års prisnivå). Schablonerna baserar sig på statistiska samband som alltså kan förväntas vara giltiga för relativt stora reningsverk ($\geq 5\,500$ pe) och som inte har en hög kvävereningsgrad redan i utgångsläget ($\leq 65\%$). De skattade sambanden gäller dels investeringskostnaden för att införa kväverening och dels de extra driftskostnader som kvävereningen medför.

För investeringen finns följande två samband, där Olshammar et al. (2003) beräknar investeringen som ett medelvärde av resultaten från de två sambanden. För att få en årlig investeringskostnad används sedan annuitetsfaktorn 0,094 (20 års livslängd, 7 % kalkylränta).

(1) Investering i tusentals SEK = $5000 + 0,22 \times \text{antal pe}$

(2) Investering i tusentals SEK = $5000 + 115 \times \text{ton borttaget N}$

Den extra årliga driftskostnaden beräknar Olshammar et al. (2003) som ett medelvärde av resultaten från följande två samband:

(1) Driftskostnad i tusentals SEK = $270 + 0,014 \times \text{antal pe}$

(2) Driftskostnad i tusentals SEK = $270 + 9 \times \text{ton borttaget N}$

Eftersom de här sambanden åtminstone i någon mån tar hänsyn till den stora variationen i kvävereningskostnaderna kommer de att användas för beräkningen av totalkostnaden i scenario 5. De används för för de reningsverk som i utgångsläget har en kväverening på maximalt 65 % och som är relativt stora ($\geq 5\,500$ pe). För mindre reningsverk med en kväverening på maximalt 65 % kommer en schablon på **50 SEK per borttaget kg kväve** att användas.

En högre kostnad per kg än dessa schabloner kan förväntas vara giltig för reningsverk som i utgångsläget har en kväverening $> 65\%$. Det är svårt att säga hur mycket högre denna kostnad är. En indikation kan erhållas från Naturvårdsverket (2003d), som jämför kostnaderna för ett antal olika kvävereningstekniker. Det framgår då att enhetskostnaden för tekniker som har förmåga till en mycket hög reningsgrad ($\geq 75\%$) är åtminstone 25 % högre än enhetskostnaden för tekniker som kan åstadkomma en reningsgrad på omkring 20 %.

För att undvika underskattningar kommer totalkostnaderna för scenario 5 för reningsverk som i utgångsläget har en kväverening > 65 % att uttryckas som ett intervall vars undre och övre gräns baserar sig på en uppräkningsfaktor på 1,25 respektive 5. För relativt stora reningsverk ($\geq 5\,500$ pe) med en kväverening i utgångsläget som är > 65 % används ovanstående samband, men resultaten räknas upp med 1,25 respektive 5. För mindre reningsverk som i utgångsläget har en kväverening > 65 % kommer på motsvarande sätt ett kostnadsintervall som sträcker sig från $50 \times 1,25 = \mathbf{62,50}$ till $50 \times 5 = \mathbf{250 \text{ SEK per borttaget kg kväve}}$ att användas.

7.5.3 Resultat

Tabell 5.2 sammanfattar de resultat som framkommer när ovanstående kostnadsschabloner för minskning av fosfor- respektive kvävetillförseln appliceras för vart och ett av avloppsreningsverken. Som framgår av tabellen innebär scenario 5 att reningsverken i BEVIS-området minskar sina årliga utsläpp med knappt 10 ton fosfor respektive drygt 400 ton kväve. De totala kostnaderna för detta skattades till 26,5-36,1 miljoner SEK/år (2,9-4,0 miljoner euro/år). För fosfor är den genomsnittliga kostnaden per borttaget kg lika med 372-955 SEK (41-106 euro), och för kväve är samma kostnad lika med 57-66 SEK (6-7 euro).

Det är viktigt att komma ihåg att detta rör sig om årliga kostnader, där den initiala investering som krävs för den utökade reningen har fördelats över en längre tidshorisont. Det är ett rimligt och gängse sätt att uttrycka kostnader. De kan dock ge ett annat intryck än beräkningar av det engångsbelopp som behövs för att genomföra den initiala investeringen. Exempelvis krävs 123 miljoner kr (13,6 miljoner euro) enbart för att finansiera den investering som krävs för att uppnå 40 % minskning av kväveutsläppen från de nio reningsverk som har en dimension på minst 5500 pe.

Tabell 5.2. Skattade kostnader för att åstadkomma belastningsminskningarna i scenario 5.

Ämne	Total tillförsel från STP (kg/år)	40 % minskning (kg/år)	Intervall för totala årliga kostnader		Intervall för totala årliga kostnader utslaget per kg minskad tillförsel	
			MSEK/år	M€/år	SEK/kg	euro/kg
Fosfor	24 418	9 767	3,6-9,3	0,4-1,0	372-955	41-106
Kväve	1 014 031	405 612	22,9-26,8	2,5-3,0	57-66	6-7
Summa			26,5-36,1	2,9-4,0		

Med tanke på resonemangen som ledde fram till schablonkostnaderna ovan torde det vara självklart att kostnadsskattningarna måste betraktas som behäftade med stor osäkerhet. Detta gäller särskilt reningskostnaderna för kväve för de reningsverk som redan i nuläget har relativt god kväverening. Till saken hör även att många av reningsverken i BEVIS-området är mycket små (jfr medianen på 543 pe i tabell 5.1), och det borde studeras om reningskostnaderna för dessa ser ut på något särskilt sätt. studeras om dessa reningskostnaderna för så pass små reningsverk ser ut på något särskilt sätt. En sådan studie har dock inte genomförts inom ramen för detta arbete.

Vidare är det viktigt att komma ihåg att ovanstående kostnadsberäkning utgår ifrån att den totala kväve- och fosforminskningen uppnås genom att *alla* reningsverk minskar sina utsläpp med 40 %. alla reningsverk. Det går att minska totalkostnaderna genom att låta de reningsverk där relativt billig rening är möjlig minska sina utsläpp mer än andra reningsverk. Detta kan illustreras genom ett exempel där till att börja med alla reningsverk med pe < 1000 har uteslutits ur analysen på grund av att det inte kan uteslutas att

de bildar en egen kategori när det gäller reningskostnader.

För fosfor antas det sedan att den totala minskningen av fosfor i scenariet (9 767 kg/år) åstadkommes genom:

1. att alla reningsverk med en reningsgrad ≤ 93 % utökar sin rening att de uppnår en reningsgrad på 95 %, vilket resulterar i en minskning på 5 939 kg/år.
2. att den ytterligare minskning på 3 828 kg/år som krävs för att uppnå 9 767 kg/år åstadkommes i ett eller flera av de större reningsverken (pe $\geq 10\,000$) som redan i nuläget har en reningsgrad på över 93 %.

Detta ger ett intervall på totala årliga kostnader på 3,0-7,1 miljoner SEK/år (0,3-0,8 miljoner euro/år), eller i genomsnitt 304-727 SEK per borttaget kg fosfor (34-81 euro/kg). De här kostnaderna ligger i snitt 20 % lägre än kostnaderna i tabell 5.2.

För kväve finns möjligheter till ännu större kostnadsbesparingar. Om det antas att den totala minskningen av fosfor i scenariet (405 612 kg/år) istället åstadkommes genom insatser i de tolv reningsverk som i nuläget har en reningsgrad på mindre än 50 % blir den årliga totalkostnaden 13,2 miljoner SEK (1,5 miljoner euro) eller i genomsnitt 33 SEK per borttaget kg kväve (3,7 euro/kg), vilket är ungefär en halvering jämfört med kostnaderna i tabell 5.2. Det antas då att vart och ett av de här reningsverken kan minska sina utsläpp med 72 %.

De kostnadsminskningar som de här exemplen indikerar kan dock ha ett pris: de förutsätter att det enda som är viktigt i sammanhanget är att uppnå totalmålen för hela BEVIS-området (9 767 kg mindre fosfor/år respektive 405 612 kg mindre kväve/år). I verkligheten kan det tänkas att de lokala effekterna av utsläpp av näringsämnen är så viktiga att utsläppen från samtliga reningsverk bör minska. Det betyder i så fall att ovanstående kostnadsbesparingar inte kan uppnås.

7.6 Scenario 6

Åland: 5 fiskodlingar; 3 av dem är befintliga platser och 2 är nya platser (tidigare ca 40 platser). Närsaltsbelastningen från varje fiskodling är 1/5 av den totala belastningen 2004. Finland: omlokalisering av 9 fiskodlingar, vardera med närsaltsbelastning som 2004. All annan belastning är oförändrad.

7.6.1 Kostnadsberäkning 1 – Åland

2006 är det totala antalet fiskodlingar på Åland 38. Scenario 6 går ut på att dessa slås samman till fem odlingar, varav tre redan existerar. Detta innebär att sammanlagt 35 odlingar måste flytta. Den sammanlagda kostnaden för en omlokalisering av 35 odlingar av genomsnittlig produktionsstorlek 2006 (136 ton) är 875 000 euro som ett engångsbelopp. Beräkningen bygger på att varje omflyttning kostar 25 000 euro (intervju med en representant från ett fiskodlingsföretag på Åland) och att befintlig utrustning kan användas i stor utsträckning. Livslängden för nödvändiga investeringar, t.ex. nya förankringar, är fem år.

Det förutsätts efter samtal med fiskodlare att inga extra driftskostnader uppstår i och med omflyttningen. Annuitetsfaktorn bygger på en kalkylränta på 6 % samt investeringens livslängd, fem år i detta fall. Den årliga kostnaden för omflyttningarna är:

$$875\,000 \times 0,23097 = 202\,099 \text{ euro}$$

7.6.2 Kostnadsberäkning 2 – Åland

Om omflyttningarna innebär att nya båtar måste införskaffas till samtliga fem odlingar, vid sidan av ny utrustning för förankring m.m. så stiger den totala omflyttningskostnaden enligt följande om kostnaden för nya båtar är ca 200 000 euro.

$$875\,000 + (5 \times 200\,000) = 1\,875\,000 \text{ euro}$$

Den årliga kostnaden är:

$$1\,875\,000 \times 0,23097 = 433\,069 \text{ euro}$$

vid ett fortsatt antagande om en livslängd på fem år och en kalkylränta på 6 %.

7.6.3 Kostnadsberäkning 3 – Finland

Scenariot för de finska fiskodlingarna innebär nio omflyttningar, och kostnaderna för Åland antas vara representativa även för Finlands del. Enligt uppgifter från åländska fiskodlare skulle kostnaden för en omflyttning av en mindre fiskodling (ca 50 ton) vara ca 8 000-10 000 euro. I genomsnitt är de finska odlingarna mindre än de åländska (Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, 2004) och därmed blir också kostnaden per omflyttning lägre. Det totala engångsbeloppet för en omlokalisering av nio fiskodlingar är:

$$9 \times 8\,000 \text{ alternativt } 10\,000 = 72\,000 - 90\,000 \text{ euro}$$

Om det kan antas att livslängden för investeringarna är den samma för Åland, dvs fem år, och att kalkylräntan är 6 % så är den årliga kostnaden för de finska omflyttningarna:

$$72\,000 \text{ alternativt } 90\,000 \times 0,23097 = 16\,630 - 20\,787 \text{ euro}$$

7.6.4 Slutsats

Den totala kostnaden för scenario 6 om befintlig utrustning kan användas är 218 729 – 222 886 euro (1 968 561 – 2 005 974 SEK) per år under fem år. Förutsättningen för beräkningarna i detta scenario är att de åländska omflyttningarna kostar 25 000 euro per omflyttning och att de finska omflyttningarna kostar 8 000 – 10 000 euro per omflyttning. Det kan vara värt att poängtera att även om omlokaliseringarna och ihopslagningarna av fiskodlingarna inledningsvis kostar pengar så uppnås sannolikt effektivitetsvinster på längre sikt som inte reflekteras av dessa beräkningar.

7.7 Scenario 7

82 % minskning av kvävebelastningen och 81 % minskning av fosforbelastningen från fiskodlingar på Åland, all annan belastning är oförändrad.

Detta scenario bygger på den åländska miljöåtgärdsplanen. För att uppnå de ambitiösa reduktionsmålen för kväve och fosfor krävs omfattande omställningar i de åländska fiskodlingarna, eventuellt ett produktionsstopp. Enligt ÅSUB (2004:9) kräver bl.a. miljöorganisationer att fiskodlingarna antingen förbjuds eller flyttas upp på land. Kostnadsberäkning 1 illustrerar kostnaden för att flytta upp 80 % av alla odlingar på land. För att uppnå 81 % reduktion av fosfor och 82 % reduktion av kväve verkar det krävas åtgärder i denna storleksordning (Ålands landskapsregering, pers. kommunikation). Kostnaden för nedlagda fiskodlingar presenteras i kostnadsberäkning 2. Ett sätt att uppnå de minskningar av näringsämnen som

anges i miljöåtgärdsplanen är att minska produktionen i fiskodlingarna med motsvarande storlek, dvs en 81-82 % minskning av fosfor respektive kväve kräver en produktionsminskning i ungefär samma storleksordning (Ålands landskapsregering, pers. kommunikation).

7.7.1 Kostnadsberäkning 1

Kostnaderna i denna beräkning bygger på finska skattningar (Miljöministeriet 2002) som avser betydligt mindre ambitiösa reduktioner av närsaltsbelastningen än de som förts fram för Ålands del. Vattenskyddskostnaderna för nya anläggningar på land och ombyggnaden av gamla bassänganläggningar på land med slamborttagning och behandlingssystem ligger i storleksklassen 0,34-0,84 euro per producerad kg fisk (räknat för en tioårsperiod med sex procent kalkylränta). Driftskostnaderna för denna typ av åtgärd ligger enligt Miljöministeriet kring 3-8 cent per producerat kg fisk.

Den sammanlagda åländska fiskproduktionen för år 2006 är 5 181 ton (5 181 000 kg) utspritt på 38 odlingar, dvs en genomsnittlig odling producerar 136 ton (136 000 kg) fisk. Skulle 80 procent av denna totala fiskproduktion i kg räknat flyttas upp på land är den årliga kostnaden för detta:

1 533 576 – 3 813 216 euro³

Flera fiskodlare hävdar att det är stora svårigheter förknippade med att flytta upp fiskodlingar av regnbåge på land. De menar att de i så fall skulle få gå över till odling av andra fiskarter. Tabell 7.1 visar kostnader för olika vattenskyddsåtgärder.

Tabell 7.1. Kostnader för olika vattenskyddsåtgärder (Miljöministeriet 2002)

<i>Åtgärd</i>	<i>Kostnad per producerat kg fisk (euro/kg)</i>	<i>Driftskostnad per producerat kg fisk (euro/kg)</i>
Nya anläggningar på land ombyggnad av gamla anläggningar på land	0,34 – 0,84	0,03 – 0,08
Sluten kassanläggning (50 ton)	0,44	0,08
Grundläggande renovering av anläggningar, t.ex. ADB- styrda utfodringssystem	25 733 euro per enhet*	
* Denna kostnad är alltså inte en kostnad per producerat kg fisk utan per odlingsenhet.		

³ Om kostnaden per kg är 0,34 euro och driftskostnaden 3 cent så är totalkostnaden för att flytta upp 80 procent av produktionen på land: 5 181 000 x 0,80 x 0,34 + 5 181 000 x 0,80 x 0,03 = 1 409 232 + 124 344 = 1 533 576 euro. Motsvarande kostnad om kilopriset är 0,84 och driftskostnaden 8 cent är 3 813 216 euro.

7.7.2 Kostnadsberäkning 2

Ett alternativt sätt att beräkna kostnaderna för reduktionen av kväve och fosfor i de åländska fiskodlingarna är att utgå från värdet av minskad produktion i odlingarna. Grundläggande information för att möjliggöra en sådan beräkning är produktionsvolymen och marknadspriser på regnbåge.

Enligt Ålands Fiskodlarförening varierar marknadspriserna såväl under året som mellan olika år. De rekommenderar att ett kilopris på 3 euro används som producentpris för regnbåge. Den totala produktionsvolymen för 2006 beräknas bli 5 181 ton eller 5 151 000 kg. De åländska fiskodlarnas förlorade intäkter vid 80 % minskning av produktionen är 12 434 400 euro. En mer rättvisande bild av den samhällsekonomiska effekten av denna produktionsminskning kräver dock att fiskodlarnas kostnader dras ifrån intäkterna. Detta görs nedan utifrån Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets skattningar från 2004.

Beräkningar med de finska skattningarna som grund visar att den totala kostnaden för den åländska produktionen 2002 var 1 597 316 euro, eller 0,54 euro per kg. Denna per kg-kostnad antas gälla även för 2006. Om den totala produktionsvolymen för 2006, dvs 5 181 000 kg, multipliceras med 0,54 erhålls en uppskattning av den totala kostnaden för produktionen år 2006, som enligt våra beräkningar är 2 797 740 euro. Vinsten för de åländska fiskodlarna om det inte sker någon minskning i produktionen skulle vara 12 745 260 euro.

Om produktionsvolymen minskar med 80 procent blir den motsvarande kostnaden $0,20 \times 2\,797\,740 = 559\,548$ euro och vinsten 2 549 052 euro. 80 % reduktion av fiskodlarnas produktion skulle alltså enligt dessa beräkningar leda till en vinstförlust på 10 196 208 euro (91 765 872 SEK) för år 2006. Resultaten sammanfattas i tabell 7.2.

Tabell 7.2. Vinstförluster i de åländska fiskodlingarna vid en produktionsminskning med 80 %.

	SEK/år	€/år
Totala <i>intäkter</i> före reduktion	139 887 000	15 543 000
Totala <i>kostnader</i> före reduktion	25 179 660	2 797 740
Total <i>vinst</i> före reduktion	114 707 340	12 745 260
Totala <i>intäkter</i> efter reduktion	27 977 400	3 108 600
Totala <i>kostnader</i> efter reduktion	5 035 932	559 548
Total <i>vinst</i> efter reduktion	22 941 468	2 549 052
Vinstförlust	91 765 872	10 196 208

7.7.3 Slutsats

Kostnaden för scenario 7 för förändrade produktionsmetoder (kostnadsberäkning 1) eller produktionsminskningar (kostnadsberäkning 2) är enligt våra beräkningar ca 1,5-10,2 miljoner euro (14-92 miljoner SEK) per år, om det kan förutsättas att det beräknade resultatet för fiskodlingarna år 2006 är någorlunda representativt även för andra år.

Referenser

ANEER, G. & D. ARVIDSSON, 2003. Beräkning av kväve- och fosforbelastning på Svealands kustvatten 1997. Rapport 2003:17, Länsstyrelsen i Stockholms län, Stockholm.

ENTEC, 2005. Service contract on ship emissions: assignment, abatement and market-based instruments, task 2b: NO_x abatement. Final Report for European Commission, DG Environment. Entec UK Ltd. http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/task2_nox.pdf (1 december 2006).

LRF, 2006. Enskilda avlopp, en allmän angelägenhet, som kan ge nya inkomstmöjligheter för lantbrukare. Lantbrukarnas Riksförbund, Stockholm.

MILJÖMINISTERIET, 2002. Finlands program för skydd av Östersjön, Statsrådets principbeslut. Miljön i Finland 569 (ISBN 952-11-1203-4), Miljöministeriet, Helsingfors.

MILJÖÖVERDOMSTOLEN, 2003. Domslut angående tillstånd enligt miljöskyddslagen (1969:387) till utsläpp av avloppsvatten via Krutuddens avloppsreningsverk till Östhammarsfjärden, Östhammars kommun. Målnummer M362-02, avgörandedatum 2003-10-20. Miljööverdomstolen, Stockholm.

NATURVÅRDSVERKET, 2003a. Åtgärder och kostnader för minskad fosforutlakning från jordbruksmark till sjön Glan. Underlagsrapport (3) till Miljökvalitetsnormer för fosfor i sjöar – redovisning av ett regeringsuppdrag. Rapport 5291, Naturvårdsverket, Stockholm.

NATURVÅRDSVERKET, 2003b. Åtgärder och kostnader för minskade fosforutsläpp från enskilda avlopp, industrier m.m. till sjön Glan. Underlagsrapport (2) till Miljökvalitetsnormer för fosfor i sjöar – redovisning av ett regeringsuppdrag. Rapport 5290, Naturvårdsverket, Stockholm.

NATURVÅRDSVERKET, 2003c. Konsekvensanalys steg för steg – handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket. Stockholm.

NATURVÅRDSVERKET, 2003d. Cost-effective methods. Rapport upprättad av Jan Rennerfelt, VAI VA-Projekt AB. Naturvårdsverket, Stockholm.

OLSHAMMAR, M., M. EK., M. RAHMBERG & U. BARK, 2003. Underlag för val av policy för krav på kväverening i avloppsreningsverk i södra Sverige. IVL Rapport B1522, IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm.

RÖYTIÖ, J., 2006. Asuinkiinteistöjen jätevesijärjestelmien uudisrakentamisen ja saneerauksen kustannukset haja-asutusalueilla. Lärdomsprov, Åbo Yrkeshögskola, 56 s.

SCHARIN, H., 2004. Management of Eutrophicated Coastal Zones: The Quest for an Optimal Policy under Spatial Heterogeneity. Doktorsavhandling, Institutionen för ekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

STOCKHOLM VATTEN, 2003. Bra Små Avlopp – utvärdering av 15 enskilda avloppsanläggningar. Rapport nr 13, Stockholm Vatten, Stockholm.

SVEALANDS KUSTVATTENVÅRDSFÖRBUND, odaterad. Från land till hav: belastning av fosfor och kväve på Svealands kustvatten. Svealands kustvattenvårdsförbund, Stockholm.

TJERNELL, J. Miljöheten, Länsstyrelsen i Uppsala län. E-postmeddelande 23 november 2006.

TJÖRBOM, M. & M. LINDESTRÖM, 2003. Närsalter i Dalälven 1990-2000. Dalälvens Vattenvårdsför-
ening. Rapport 2002:17, Länsstyrelsen i Dalarnas län, Falun.

VARSAINEN-SUOMEN AGENDA 21, 2005. Seuranta ja näytteenotto/Tutkimustulokset. <http://www.vsa-gendatoimisto.fi/jatevesi/> (besökt 23.10.2006)

VASTRA RAPPORT 6, 2006. På tal om vatten – om vägen mot en hållbar vattenförvaltning (ISBN 91-631-8915-1), Mistra, Stockholm.

VILT- OCH FISKERIFORSKNINGSINSTITUTET, 2004:325. Kustfiske och fiskodling i Finlands sydvästra skärgård. AQCESS-projektets socioekonomiska iakttagelser. Helsingfors.

VILT- OCH FISKERIFORSKNINGSINSTITUTET, 2006. Vattenbruk 2005. Helsingfors.

ÅSUB, 2004:9. Fiskerinäringens betydelse för samhällsekonomin på Åland. Mariehamn.

Data har även erhållits genom intervjuer med följande personer:

ENQVIST, A., Ålands Fiskodlarförening

SJÖBLOM, H. VD Ålands fiskförädlare

8 SLUTSATSER OCH FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER

1. Vattenkvaliteten i inre skärgårdsområden styrs i hög grad av de utsläpp/den tillförsel av näringsämnen man har i dessa områden.

FÖRSLAG: För att förbättra vattenkvaliteten i inre skärgårdsområden bör man i hög grad inrikta sig på lokala åtgärder. De största utsläppskällorna bör åtgärdas först (på finska sidan: jordbruk (avrinning till vattendrag från jordbruksmark med växtodling och boskapsskötsel); Åland: fiskodling och jordbruk; på svenska sidan: olika källor inom åarnas och älvarnas avrinningsområden), men även åtgärder på sådana punktkällor som man har ansett vara väl omhändertagna (se t.ex. effekterna av ytterligare effektivisering av existerande reningsverk) bör vidtas om det är ekonomiskt möjligt och lönsamt (spec. mindre reningsverk med sämre reningseffekt). De inre (och delvis även mellan-) skärgårdarnas vattenkvalitet kan inte förbättras genom att rikta vattenskyddsåtgärderna på belastningskällor i andra delar av Östersjön.

2. Vattenkvaliteten i ytterskärgårdarna styrs i hög grad/nästan enbart av vattenkvaliteten i intilliggande havsområden.

FÖRSLAG: För att förbättra vattenkvaliteten i ytterskärgårdarna bör man i hög grad inrikta sig på samarbete med övriga Östersjöländer – exempelvis/förslagsvis inom ramen för HELCOM/BSAP och arbetet med det marina direktivet. Eftersom den luftburna kvävebelastningen är en betydande näringskälla, bör även samarbete idkas inom ett större europeiskt område för att kunna minska belastningen. Även IMO är en viktig samarbetspartner med tanke på minimering av fraktfartygens betydande näringsbelastning (speciellt luftburna kväveföreningar).

För att kunna lägga kraft i ett sådant samarbete är det ändå viktigt att "sopa rent framför egen dörr" d.v.s. se till att man själv vidtar tillräckligt långtgående åtgärder och att rekommendation 1 uppfylls möjligast bra.

3. Vattenkvaliteten i mellanskärgårdarna påverkas både av vattenkvaliteten i inner- och ytterskärgårdarna områden och förmodligen även av interna processer (se 1 ovan).

FÖRSLAG: För att förbättra vattenkvaliteten i mellanskärgårdarna bör man arbeta på två fronter – eget arbete och internationellt samarbete.

4. Läckage från bottnarna bidrar med en betydande del av näringstillförseln de olika havsområdena. Om man på något sätt kan minska den interna belastningen kommer det att ha en stor betydelse för vattenkvaliteten.

FÖRSLAG: Vid sidan om åtgärder för att minska belastningen på olika sätt bör man satsa på forskning och försöksprojekt för att minska internbelastning d.v.s. olika typer av 'ecological engineering'.

5. Effekten lokalt på vattenkvaliteten avseende fysikalisk-kemiska parametrar och planktonalger är p.g.a. utspädningseffekten liten även vid mycket stora fiskodlingar om de placeras långt ut till havs i öppna områden.

FÖRSLAG: Om huvudsyftet är att minska den lokala belastningen från fiskodling är en relativt billig åtgärd att omlokalisera fiskodlingarna till yttre kustområden eller öppna havet.

Man bör dock observera att omplacering av fiskodlingar dock inte påverkar den absoluta näringsbelastningen från fiskodlingarna. För att minska på den totala belastningen från fiskodling rekommenderas

utöver omlokalisering av fiskodlingar även vidare utveckling av foder och utfodringsteknik. Man kan även överväga att introducera mindre belastande odlingsarter. Flytt av fiskodlingar till bassänger på land som förses med reningsverk kan även bli aktuellt.

ÅBO AKADEMI UNIVERSITY
HUSÖ BIOLOGICAL STATION

**WATER FLOW MEASUREMENTS
IN THE ARCHIPELAGO OF ÅLAND**

DATA REPORT

2004-2005



John Forsius, Juhani Henttonen, Paula Väänänen and Päivi Korpinen

Research Programme for the Protection of the Baltic Sea

Flow measurements and the models

The basis for developing models for evaluation of eutrophication is calculation of flows and drift of substances in sufficient reliability. The complicated topography of archipelagos and variability in flows set special requirements for modeling. It is necessary to compare the calculated flows from the model to the measured flows in the same area. The point is to make sure that the drift of substances in the water corresponds to the real situation. The calculation of drift is basis for the calculation of effects of different load sources and different measures.

Flow measurements are not included in the routine monitoring programmes. Therefore only scarce information in flows is available. Special equipment is needed to carry out measurements and they are usually done within a project that needs the flow data. Within the BEVIS project flow measurements were carried out to get basic information in flows from integral areas of the model area. The flow measurements were performed in two periods during 2004 (6.7.- 23.8.2004, 6.10.-24.11.2004) and in one period during 2005 (27.4.-15.6.2005). The periods lasted for approximately seven weeks. More detailed information in the measurements can be found in Table 1.

Measurement points, instruments and flows in the area

The measuring points were selected so that three of them (the points in Föglöfjärden and in the Southern Ledfjärden near the ferry track of Svinö-Föglö) served the modeling of high resolution area in Föglöfjärden. The northernmost point in Teili was selected in order to distinguish the main flows in South-North direction in the mesoscale model grid. The measuring points in different periods are presented in Figures 1-3.

The equipment used was point flows measuring Aanderaa Recording Current Meters. Altogether nine instruments were used. Seven were type RCM9 and two were type RCM7. RCM9 is a so called acoustic instrument, where the measurements are based on Doppler phenomenon, RCM7 is a mechanical instrument with a spinning rotor. The information in flow speed and flow direction is recorded into the memory of the meter in time interval of 10 minutes. There were three instruments in different depths in Teili where the total depth was approximately 30 m. In other three points the total depth was approximately 15-20 m and two instruments were used in each place in two different depths. The meters were installed so that below the equipment there was a lead weight of 30-40 kg. Trawl floats were installed immediately above the instrument and in the surface there were marking floats pointing out the location of the instruments. The locations were also flagged for warning. The statistics of these measurements are presented in the Tables 2-4.

During period two (6.10.2004-24.11.2004) a profiling instrument RDCP600 was also used for three weeks in Teili. The cells of the instrument are presented in Figure 4. The instrument measures the flows in different depths and gives a profile of the flows for the whole water column. The statistics of the RDCP600 measurements are presented in the Tables 5-6.

In Figures 5-7 the flow components (Velocity North and Velocity East cm/s) are presented as time series for different points in high resolution area for the bottom and for the surface. In most cases the water in the bottom and in the surface flow in the same direction. The correlations for bottom and surface flows can be found in Table 7. The correlations were not calculated for period three because parts of the data were missing.

The correlations especially for the North component are high. The high resolution area in the model is

fairly shallow and the water in this area is well mixed. There are also only small differences both in the measured and modeled water temperatures.

Table 1. Flow measurement points, water depth, time periods and the type of equipment. The yellow marked are uncertain or false information.

Period 1							
point	type	lat JF / Flundra	long JF / Flundra	depth	total depth	measurements started	measurements ended
1po	RCM9	59 57.272' 59 57.276'	20 10.473' 20 10.474'	10 - 11m	14 - 15m	6.7.2004 13:50	23.8.2004 9:45
1pi	RCM9	59 57.264' 59 57.252'	20 10.623' 20 10.483'	2m	16m	6.7.2004 14:23	23.8.2004 9:42
2po	RCM9	59 56.474' 59 56.470'	20 14.457' 20 14.451'	12m	20.5m	6.7.2004 15:30	23.8.2004 10:27
2pi	RCM9	59 56.476' 59 54.474'	20 14.422' 20 14.421'	2 - 2.5m	21m	6.7.2004 16:00	24.8.2004 16:58
3ke	RCM9	60 02.602' 60 02.598'	20 19.663' 20 19.667'	8m	16m	7.7.2004 6:10	19.8.2004 19:30
3pi	RCM9	60 02.613' 60 02.616'	20 19.689' 20 19.685'	2m	15.5m	7.7.2004 6:30	23.8.2004 8:21
4po	RCM7	60 14.930' 60 14.931'	20 38.153' 20 38.162'	20m	31m	7.7.2004 8:50	23.8.2004 6:24
4ke	RCM9	60 14.896' 60 14.895'	20 38.161' 20 38.165'	10m	30m	7.7.2004 9:05	23.8.2004 6:28
Period 2							
point	type	lat JF / Flundra	long JF / Flundra	depth	total depth	measurements started	measurements ended
1bo	RCM9	59 57.214	20 10.516	11m	16m	8.10.2004 12:14	24.11.2004 10:54
1su	RCM9	59 57.267	20 10.522	2.5m	16m	6.10.2004 11:31	24.11.2004 10:40
2bo	RCM9	59 56.476	20 14.428	13.5m	21m	6.10.2004 10:41	21.10.2004 6:46
2su	RCM9	59 56.488	20 14.411	2m	22m	6.10.2004 11:02	24.11.2004 11:11
3bo	RCM9	60 02.557	20 19.686	9.5m	16m	6.10.2004 12:39	24.11.2004 9:49
3su	RCM9	60 02.573	20 19.696	2.5m	15m	6.10.2004 12:46	24.11.2004 9:46
4su	RCM9	60 14.823	20 38.158	3m	31m	6.10.2004 7:45	24.11.2004 7:44
4mi	RCM7	60 14.814	20 38.150	10.5m	31m	6.10.2004 7:34	1.11.2004 12:04
4pro	RDCP600	60 14.815	20 38.124	29m	31m	6.10.2004 9:11	25.10.2004 19:01
Period 3							
point	type	lat JF / Flundra	long JF / Flundra	depth	total depth	measurements started	measurements ended
1bo	RCM7	59 57.531	20 10.535	11m	16m	27.4.2005 12:17	15.6.2005 9:57
1su	RCM9	59 57.239	20 10.510	2m	16m	27.4.2005 12:00	15.6.2005 9:39
2bo	RCM9	59 56.453	20 14.412	14.5m	21m	27.4.2005 11:09	15.6.2005 10:29
2su	RCM9	59 56.477	20 14.406	2.5m	21m	27.4.2005 11:12	14.6.2005 17:53
3bo	RCM9	60 02.529	20 19.628	11.5m	16.5m	27.4.2005 10:04	15.6.2005 9:04
3su	RCM9	60 02.527	20 19.569	2m	16.5m	27.4.2005 10:11	15.6.2005 9:00
4su	RCM9	60 14.802	20 38.087	3m	30m	27.4.2005 7:47	15.6.2005 6:58
4mi	RCM7	60 14.797	20 38.114	10m	30m	27.4.2005 7:15	15.6.2005 6:44

Table 2. Statistics of the flow measurements, Period 1. Flow velocity, flow direction, temperature, conductivity, turbulence, VN= Velocity North, VE= Velocity East, salinity. Pi=surface, ke=the middle depth, po=bottom. The yellow marked are uncertain or false information, the light yellow marked are corrected data.

1pi	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]		VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	6.65	308	15.85	9.34	1.27		2.82	-3.59	6.47
Standard deviation	5.54		1.39	0.33	0.19		4.84	5.54	0.16
max	26.89		18.82	10.05	1.94		20.85	8.71	6.73
min	0		12.85	8.30	0.75		-11.96	-24.34	5.68
1po	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]	turb corr[ntu]	VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	8.11	331	16.89	9.51	-0.47	0.59	6.01	-3.37	6.43
Standard deviation	6.74		1.59	0.28	0.29	0.29	6.86	4.08	0.08
max	38.72		20.03	10.16	4.31	5.37	32.97	7.52	6.67
min	0		12.26	8.76	-1.06	0	-12.57	-23.44	6.13
2pi	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]	turb2 [ntu]	VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	11.05	109	17.34	9.71	1.40	2.63	-0.98	2.83	6.50
Standard deviation	7.46		1.47	0.34	3.29	21.78	10.41	7.78	0.20
max	43.51		20.62	10.45	25.43	433.39	39.66	37.18	7.08
min	0		13.98	8.91	0.49	0.91	-33.62	-21.81	5.97
2po	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	8.44	36	16.32	9.23			0.66	0.48	6.31
Standard deviation	6.44		1.65	0.28			8.52	6.28	0.09
max	39.89		19.21	9.87			35.59	27.40	6.50
min	0.00		11.47	8.44			-31.75	-18.18	5.96
3pi	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]		VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	10.11	115	17.53	9.36	0.96		-1.42	3.06	6.22
Standard deviation	6.50		1.48	0.21	0.08		9.94	5.87	0.14
max	33.73		20.91	9.96	2.56		29.94	23.02	6.47
min	0		14.36	8.77	0.58		-28.32	-11.69	5.72
3ke	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	6.90	83	17.13	9.57			0.11	0.95	6.44
Standard deviation	5.26		1.37	0.20			6.78	5.33	0.10
max	29.92		19.97	10.12			26.03	19.62	6.63
min	0		14.01	9.10			-24.99	-18.66	6.14
4ke	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]				VN [cm/s]	VE [cm/s]	
Mean value	9.53	332	14.88				1.05	-0.57	
Standard deviation	7.10		1.24				10.97	4.42	
max	45.75		17.26				36.82	14.70	
min	0		11.30				-45.44	-19.59	
4po	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	7.00	5	13.43	8.68			1.73	0.14	6.36
Standard deviation	4.97		2.09	0.47			7.80	3.13	0.07
max	27.84		17.42	9.57			23.69	12.37	6.51
min	1.39		9.41	7.67			-27.07	-14.37	6.03

Table 3. Statistics of the flow measurements, Period 2. Flow velocity, flow direction, temperature, conductivity, turbulence, VN= Velocity North, VE= Velocity East, salinity. Pi=surface, ke=the middle depth, po=bottom. The yellow marked are uncertain or false information, the light yellow marked are corrected data.

1su	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]	turb2 [ntu]	VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	9.66	70	8.52	8.16	0.79	0.95	1.01	2.76	6.80
Standard deviation	6.63		1.59	0.30	0.30	0.26	5.89	9.70	0.07
Max	53.78		11.62	8.77	3.84	2.79	21.02	49.93	7.01
Min	0		4.40	7.38	0.40	0.44	-25.68	-24.33	6.62
1bo	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]	turb corr[ntu]	VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	9.53	326	8.50	7.95	-0.38	0.82	2.91	-1.95	6.62
Standard deviation	5.73		1.58	0.31	0.61	0.61	8.14	6.71	0.05
Max	37.54		11.57	8.61	5.29	6.49	25.86	37.34	6.82
Min	0		4.54	7.21	-1.20	0	-34.19	-33.46	6.44
2su	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]		VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	14.19	304	8.53	7.79	0.98		2.81	-4.22	6.46
Standard deviation	11.41		1.55	0.32	0.36		14.05	10.41	0.05
Max	71.38		11.67	8.40	4.20		52.19	28.12	6.63
Min	0		4.49	6.91	0.58		-36.28	-65.02	6.33
2bo	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]		VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	12.25	131	10.36	8.30	311.92		-1.08	1.25	6.58
Standard deviation	6.20		0.12	0.00	0.23		8.15	4.07	0.02
Max	46.93		11.57	8.52	521.63		37.99	16.54	6.73
Min	0.00		9.01	7.86	0.35		-23.61	-30.46	6.16
3su	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	10.82	176	8.28	7.85			-2.20	0.16	6.56
Standard deviation	7.83		1.86	0.37			9.37	9.25	0.04
Max	51.03		11.79	8.60			35.87	34.42	6.67
Min	0		3.58	6.86			-39.08	-34.06	6.40
3bo	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	8.46	129	8.29	7.60			-0.61	0.76	6.34
Standard deviation	6.43		1.85	0.37			8.13	6.77	0.04
Max	47.22		11.73	8.29			35.94	30.63	6.47
Min	0		3.77	6.65			-33.86	-19.71	6.18
4su	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]				VN [cm/s]	VE [cm/s]	
Mean value	12.42	189	8.94				-1.70	-0.28	
Standard deviation	10.64		1.69				15.67	4.35	
Max	90.63		11.95621				44.53	16.15	
Min	0.29		5.117068				-90.42	-19.38	
4mi	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	9.26	170	10.29	8.07			-0.51	0.09	6.34
Standard deviation	6.98		0.88	0.13			10.90	3.92	0.14
Max	38.59		11.94	8.38			38.31	11.62	6.80
Min	1.1		8.93	7.75			-23.16	-16.42	6.10

Table 4. Statistics of the flow measurements, Period 3. Flow velocity, flow direction, temperature, conductivity, turbulence, VN= Velocity North, VE= Velocity East, salinity. Pi=surface, ke=the middle depth, po=bottom. The yellow marked are uncertain or false information, the light blue marked= part/parts of the data is missing.

1bo	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]				VN [cm/s]	VE [cm/s]		
Mean value	3.66	332	7.09				2.72	-1.42		
Standard deviation	3.66		2.11				3.63	2.04		
Max	18.25		11.23				16.71	6.41		
Min	1.1		3.07				-7.13	-11.19		
1su	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	8.08	281	8.15	7.55	1.28			1.15	-5.95	6.09
Standard deviation	5.77		2.11	0.26	0.21			4.47	6.46	0.17
Max	29.33		12.32	8.08	4.18			18	10.66	6.35
Min	0		4.36	6.26	0.75			-11.22	-27.71	5.13
2bo	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]	turb2 [ntu]	VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]	
Mean value	8.61	90	6.78	7.84	0.83	1.03	-0.01	4.04	6.84	
Standard deviation	6.80		2.12	0.61	0.65	0.83	7.38	7.05	0.18	
Max	46.93		10.80	8.91	19.37	20.67	28.35	39.56	7.11	
Min	0		2.86	6.72	0.46	0.67	-33.05	-21.40	6.38	
2su	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]	turb corr[ntu]	VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [ppt]	
Mean value	11	135	7.19	7.40	-0.69	0.51	-4.11	4.06	6.35	
Standard deviation	6.99		2.08	0.48	0.26	0.26	10.07	5.65	0.09	
Max	43.70		12.62	8.46	0.64	1.84	42.59	26.20	6.60	
Min	0.00		3.00	6.48	-1.20	0.00	-29.56	-17.19	6.12	
3bo	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [ppt]	
Mean value	6	213	7.52	7.05			-0.53	-0.35	5.97	
Standard deviation	4.01		2.41	0.51			5.05	4.92	0.12	
Max	32.56		11.85	7.86			23.66	24.78	6.18	
Min	0		3.05	5.58			-16.47	-13.07	4.35	
3su	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]	turb [ntu]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [PSU]
Mean value	8	138	7.73	7.12	1.12			-1.40	1.28	6.00
Standard deviation	4.97		2.53	0.54	0.30			6.90	6.08	0.08
Max	33.25		12.88	8.10	2.56			26.80	21.27	6.24
Min	0.00		3.11	6.17	0.58			-22.50	-16.26	5.83
4su	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [ppt]	
Mean value	7.40	191	6.50	7.16			-3.78	-0.72	6.26	
Standard deviation	4.71		2.21	0.42			6.77	4.04	0.06	
Max	31.68		10.65	7.95			20.77	16.00	6.55	
Min	0.00		2.03	6.36			-30.36	-16.08	6.07	
4mi	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]				VN [cm/s]	VE [cm/s]		
Mean value	5.96	204	6.28				-3.09	-1.37		
Standard deviation	3.58		2.17				5.27	3.03		
Max	24.93		9.75				16.74	10.49		
Min	0		2.04				-23.48	-14.39		
4bo	Velocity [cm/s]	dir [deg]	T [deg C]	cond [mS/cm]			VN [cm/s]	VE [cm/s]	sal [ppt]	
Mean value	6.50	166	6.28	7.11			-2.37	0.60	6.08	
Standard deviation	3.97		1.76	0.23			6.68	2.79	0.07	
Max	21.15		9.32	7.57			16.26	12.45	6.47	
Min	1.1		2.40	6.76			-19.91	-7.85	5.90	

Table 5. Statistics of the flow measurements with the profiling RDCP600. Column 1, 2m measurement layers, surface referenced. Temperature measured from 29m. Flow velocity, flow direction, VN= Velocity North, VE= Velocity East, z= the vertical flow velocities.

2m	Velocity -2m	Dir -2m	VN -2m[cm/s]	VE -2m[cm/s]	Z -2m
Mean value	42.56	474	-1.97	4.51	-7.65
Standard deviation	17.82		31.96	32.92	10.19
max	79.03		66.71	71.21	37.48
min	0.29		-73.71	-73.72	-48.52
4m	Velocity -4m	Dir -4m	VN -4m[cm/s]	VE -4m[cm/s]	Z -4m
Mean value	10.89	212	-1.60	-0.99	-0.87
Standard deviation	6.57		7.66	9.99	4.93
max	36.68		30.57	32.07	23.12
min	0.23		-34.24	-24.86	-23.78
6m	Velocity -6m	Dir -6m	VN -6m[cm/s]	VE -6m[cm/s]	Z -6m
Mean value	12.37	210	-1.67	-0.95	-1.13
Standard deviation	8.64		10.39	10.78	8.30
max	52.25		43.45	33.00	36.73
min	0.27		-49.42	-23.67	-34.26
8m	Velocity -8m	Dir -8m	VN -8m[cm/s]	VE -8m[cm/s]	Z -8m
Mean value	13.03	210	-1.37	-0.80	-1.40
Standard deviation	9.93		11.76	11.29	9.93
max	59.44		55.34	32.12	40.23
min	0.11		-52.80	-23.27	-40.68
10m	Velocity -10m	Dir -10m	VN -10m[cm/s]	VE -10m[cm/s]	Z -10m
Mean value	10.82	191	-1.14	-0.23	-0.11
Standard deviation	6.97		8.13	9.92	5.63
max	43.44		39.30	32.17	27.69
min	0.3		-34.16	-22.86	-25.97
29m	Temperature				
Mean value	10.59				
Standard deviation	0.70				
max	11.74				
min	9.38				

Table 6. Statistics of the flow measurements with the profiling RDCP600. Column 2: 4m measurement layers, sensor referenced. Flow velocity, flow direction, VN= Velocity North, VE= Velocity East, z= the vertical flow velocities.

5m	Velocity 24m	Dir 24m	VN 24m[cm/s]	VE 24m[cm/s]	Z 24m
Mean value	13.35	159	-1.12	0.43	-1.27
Standard deviation	7.06		9.56	11.63	5.93
max	38.32		30.63	36.95	25.45
min	0.38		-35.22	-26.94	-25.83
9m	Velocity 20m	Dir 20m	VN 20m[cm/s]	VE 20m[cm/s]	Z 20m
Mean value	13.00	207	-1.30	-0.65	-1.02
Standard deviation	9.74		11.62	11.26	9.99
max	56.8		43.30	31.59	41.54
min	0.32		-52.79	-23.29	-38.11
13m	Velocity 16m	Dir 16m	VN 16m[cm/s]	VE 16m[cm/s]	Z 16m
Mean value	9.19	187	-1.48	-0.19	0.07
Standard deviation	6.22		6.01	9.21	2.65
max	34.43		32.86	29.89	18.25
min	0.18		-20.25	-22.98	-9.78
17m	Velocity 12m	Dir 12m	VN 12m[cm/s]	VE 12m[cm/s]	Z 12m
Mean value	8.70	186	-1.86	-0.19	-0.07
Standard deviation	5.87		5.42	8.79	2.06
max	32.42		27.98	30.46	12.72
min	0.07		-18.68	-20.38	-6.91
21m	Velocity 8m	Dir 8m	VN 8m[cm/s]	VE 8m[cm/s]	Z 8m
Mean value	8.43	180	-2.15	0.00	-0.06
Standard deviation	5.67		5.26	8.43	2.01
max	27.53		26.27	27.24	11.37
min	0.13		-18.05	-18.92	-8.09
25m	Velocity 4m	Dir 4m	VN 4m[cm/s]	VE 4m[cm/s]	Z 4m
Mean value	8.42	187	-2.50	-0.31	0.33
Standard deviation	5.59		5.49	8.10	2.18
max	26.16		23.43	26.10	12.72
min	0.06		-17.07	-19.01	-5.27

Table 7. The correlations for bottom and surface flows in four measurement points in two periods.

	Point1 – Period1	Point1 – Period2	Point2 – Period1	Point2 – Period2
Velocity North	0.65	0.71	0.73	0.81
Velocity East	0.5	0.45	0.46	0.26
	Point3 – Period1	Point3 – Period2	Point4 – Period1	Point4 – Period2
Velocity North	0.83	0.94	0.7	0.77
Velocity East	0.69	0.94	0.24	0.77

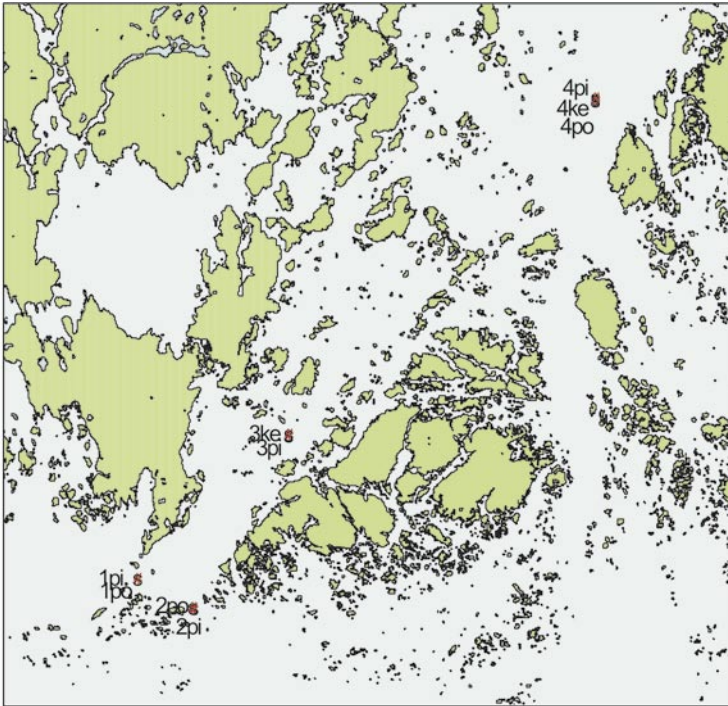


Figure 1. Flow measurements in Period 1 (6.7.2004-23.8.2004). Coastline material: Finnish Maritime Administration, licence nr. 10/721/98.

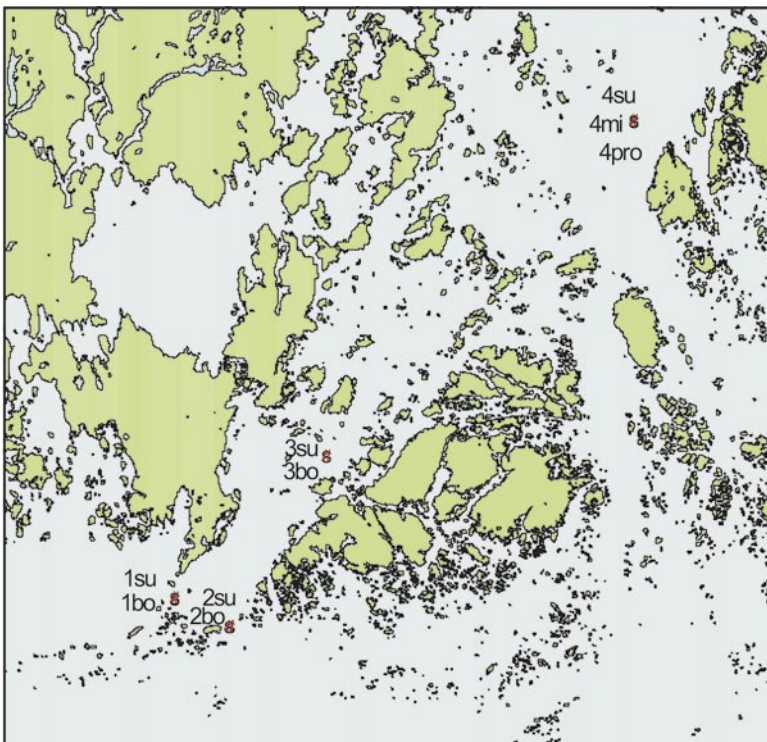


Figure 2. Flow measurements in Period 2 (6.10.2004-24.11.2004). Coastline material: Finnish Maritime Administration, licence nr. 10/721/98.

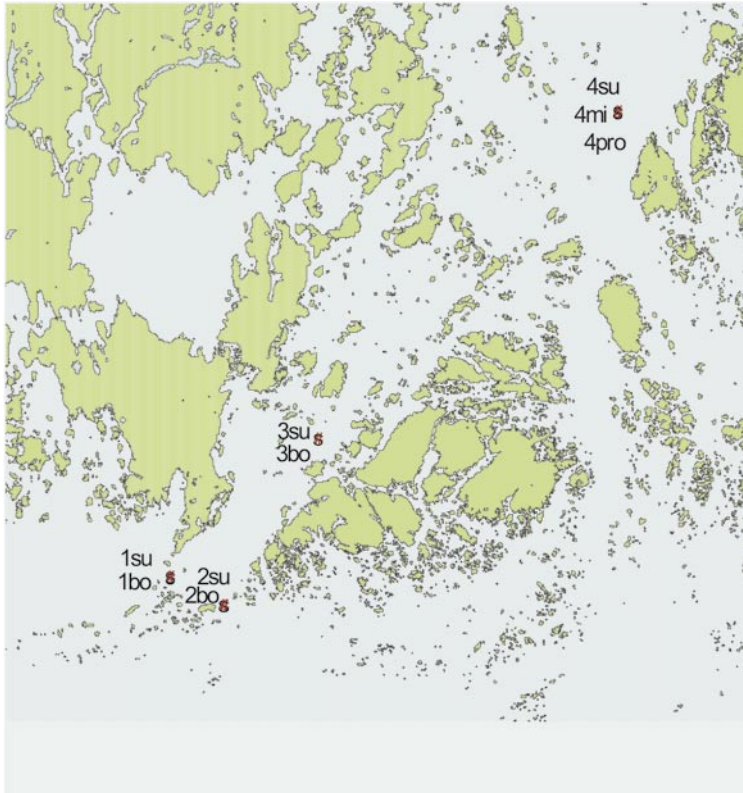


Figure 3. Flow measurements in Period 3 (27.4.2005-15.6.2005). Coastline material: Finnish Maritime Administration, licence nr. 10/721/98.

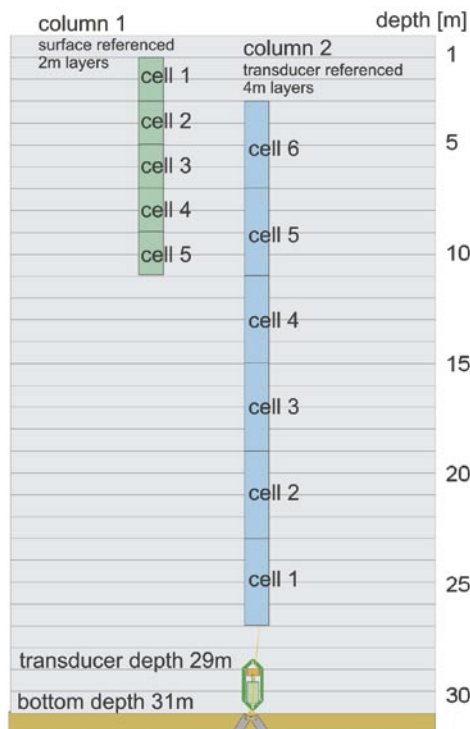


Figure 4. Cells of the profiling RDCP600. Column 1, marked with green: 2m measurement layers, surface referenced. Column 2, marked with blue: 4m measurement layers, sensor referenced. Temperature sensor in 29 m.

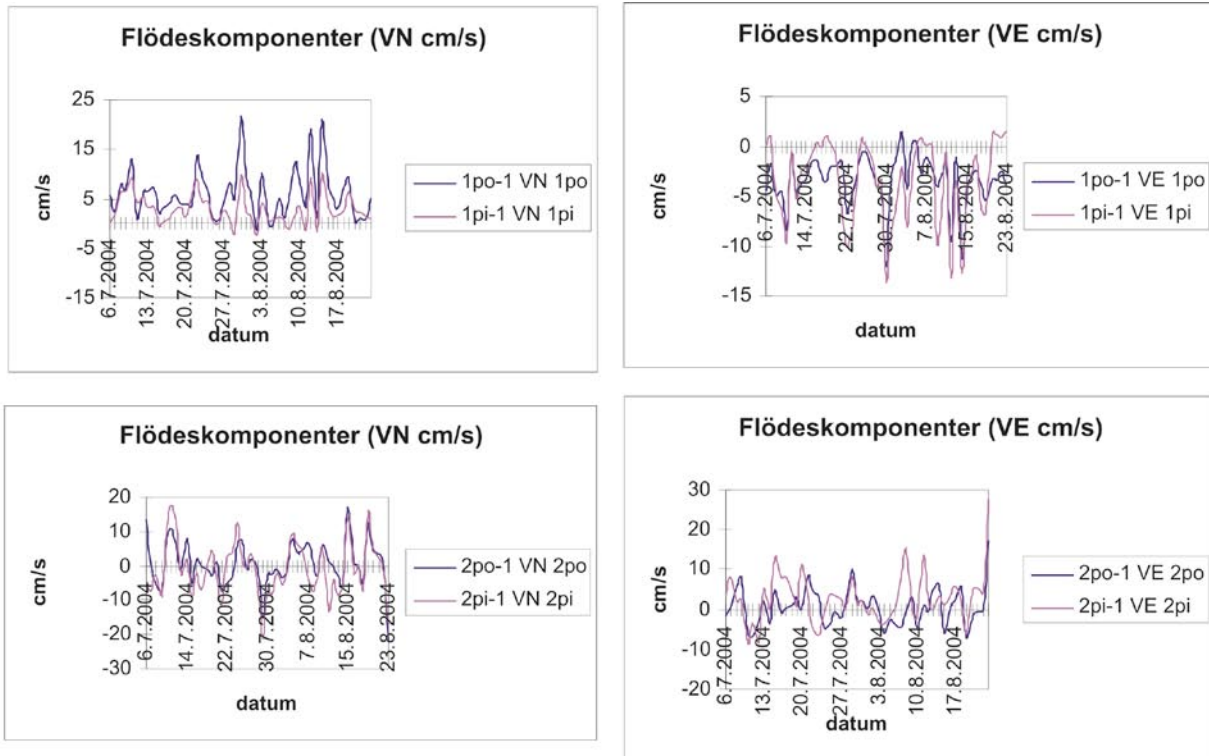


Figure 5. Period 1, flow components from the surface and the bottom in different points (Figure 1, Table 1).

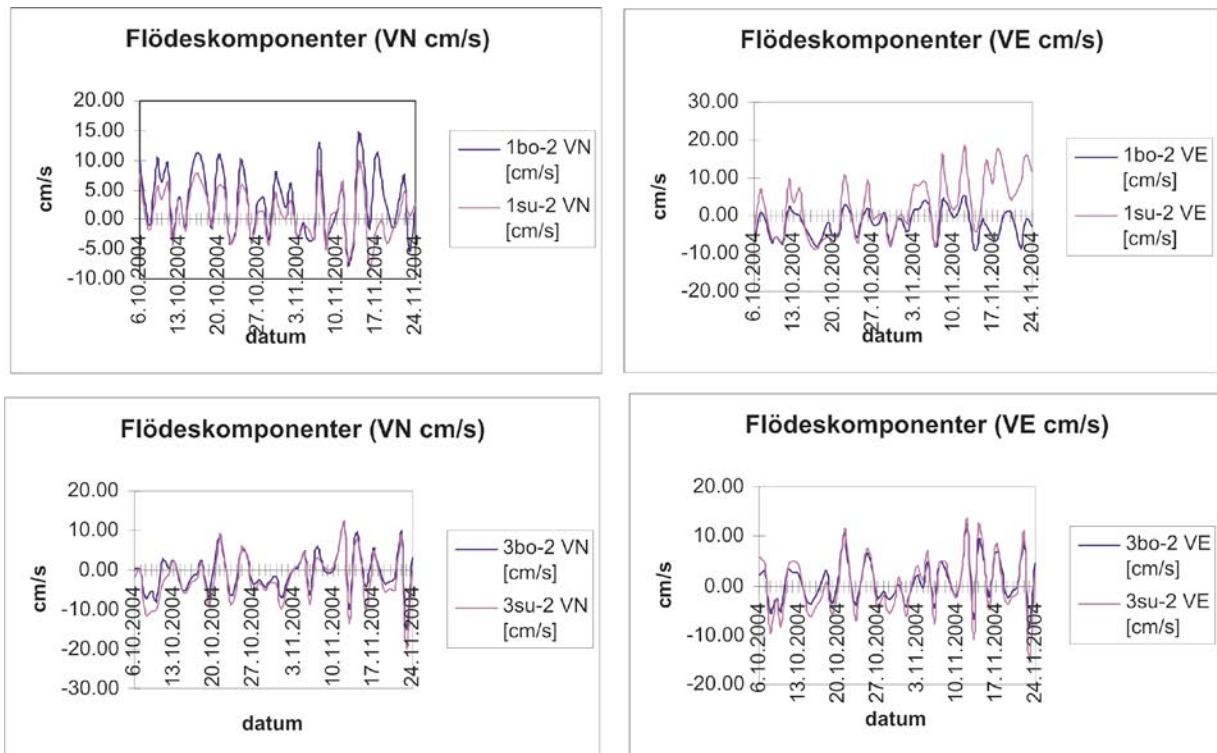


Figure 6. Period 2, flow components from the surface and the bottom in different points (Figure 2, Table 1).

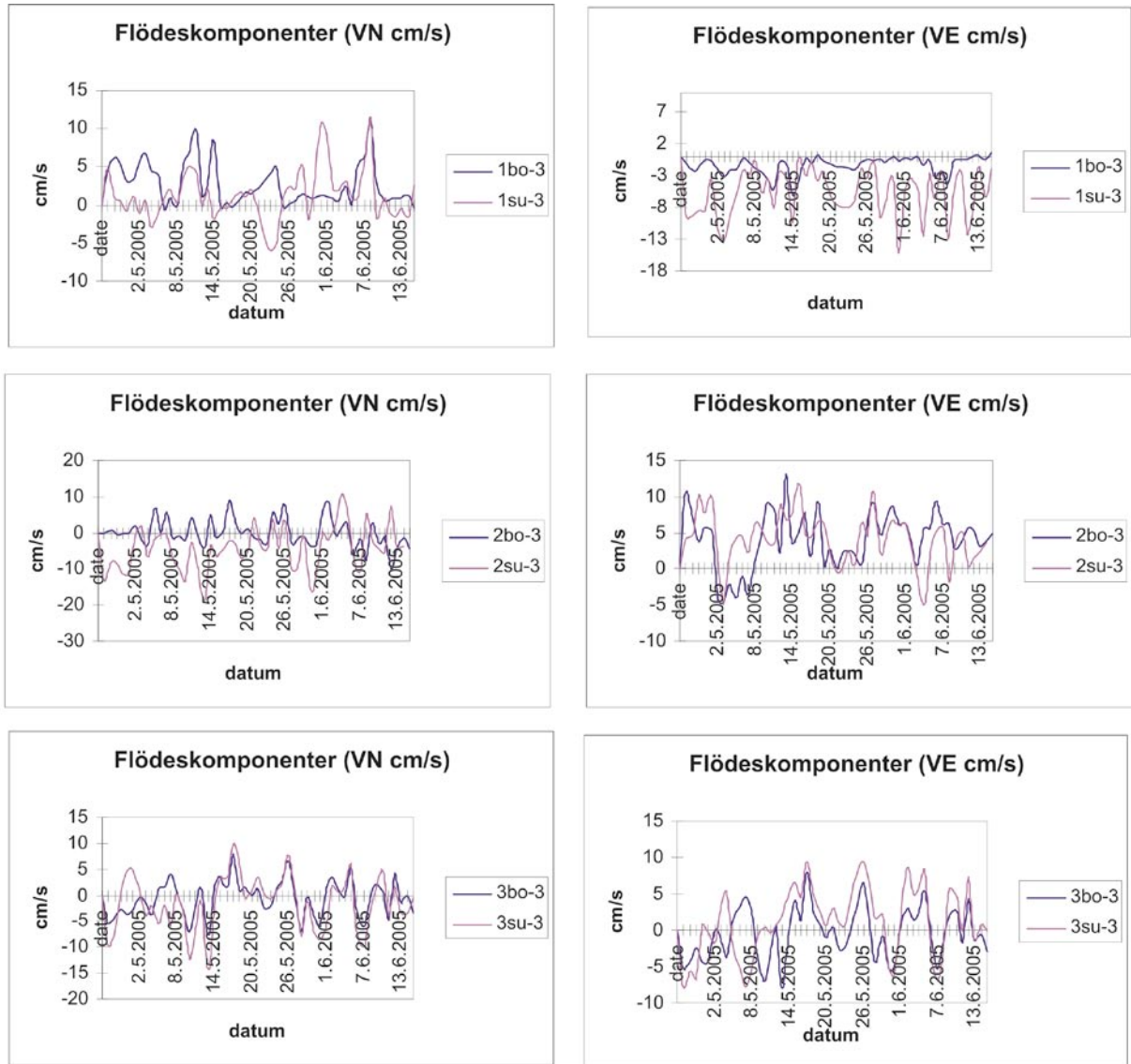


Figure 7. Period 3, flow components from the surface and the bottom in different points (Figure 3, Table 1).

**THE EFFECTS OF FISH FARMING ON THE WATER
QUALITY IN FÖGLÖFJÄRDEN,
ÅLAND ISLANDS**



Henna Piekäinen and Johanna Mattila
2006

Table of contents

Introduction.....3

Materials and methods.....3

Results.....6

Discussion.....9

References.....11

Introduction

Eutrophication is currently considered to be a major threat to the Baltic Sea ecosystems. Although eutrophication is mainly caused by runoff from agriculture, air pollution, sewage waters and forestry, also fish farming is a considerable source of excess nutrients, especially in the archipelago areas.

Nutrient discharges from fish farms result from uneaten food and faeces. This may cause organic enrichment of the sediments under the cages and therefore affect the benthic community (e.g. Laurén-Määttä et al. 1991). Other possible effects to the surrounding environment include increased nutrient concentrations of the water column, increased phytoplankton production and periphytic growth as well as oxygen depletion of the water column (Nordvarg & Johansson 2002). The effects to a specific area depend largely on the water exchange and the morphometry of the area (Wallin & Håkanson 1991). Therefore, in some coastal areas, the impact of fish farms can be significant while in other areas it is not (Nordvarg & Johansson 2002).

The effects of fish farming on the surrounding environment are monitored in monitoring programmes. The most commonly used monitoring methods are measurements of nutrient concentrations (nitrogen and phosphorus), Secchi depth, bottom fauna and the amount of chlorophyll *a* in plankton and in periphyton.

The term periphyton means algae and other organisms (e.g. heterotrophic microbes) that are growing on or attached to surfaces, such as rocks or larger plants. Most of the periphyton organisms are not able to utilize nutrients from the substrate they grow on and this is why their productivity is totally dependent on the quality of the surrounding water. The use of periphyton growth (measured as chlorophyll *a* concentration) as an indicator of eutrophication and the effects of fish farming has been tested in earlier studies in the Archipelago Sea (Leskinen et al. 1986, Mattila & Räsänen 1998, Honkanen et al. 1999) and in the Åland Islands (e.g. Lastuniemi 2002). As periphyton growth responds very quickly to the changes in the environment, it has generally been found to be a useful tool in e.g. monitoring the effects of fish farming.

This study examines the effects of fish farming on the surrounding water areas in Föglöfjärden, Åland Islands in the summer 2004 by measuring both periphyton growth and water chemistry with increasing distance to a relatively large fish farm. As two methods were used, some comparisons of these two methods in indicating the effects of fish farming are made. Also some predictions on the spreading of discharges from the fish farms were made using the periphyton study and a water flow model.

Materials and methods

Study area

The study area is situated in southern Åland Islands (Figure 1). Föglöfjärden is a relatively exposed sea opening to the south. The ship traffic in the area is extensive as many of the large passenger ferries and other ships operating between Finland and Sweden use the area as a main route when stopping in Åland (more information on shipping in the area see Lindholm et al. 2001). Especially the area on the western side of the Föglöfjärden is intensive farming area and there are also a lot of summer cottages by the shores.

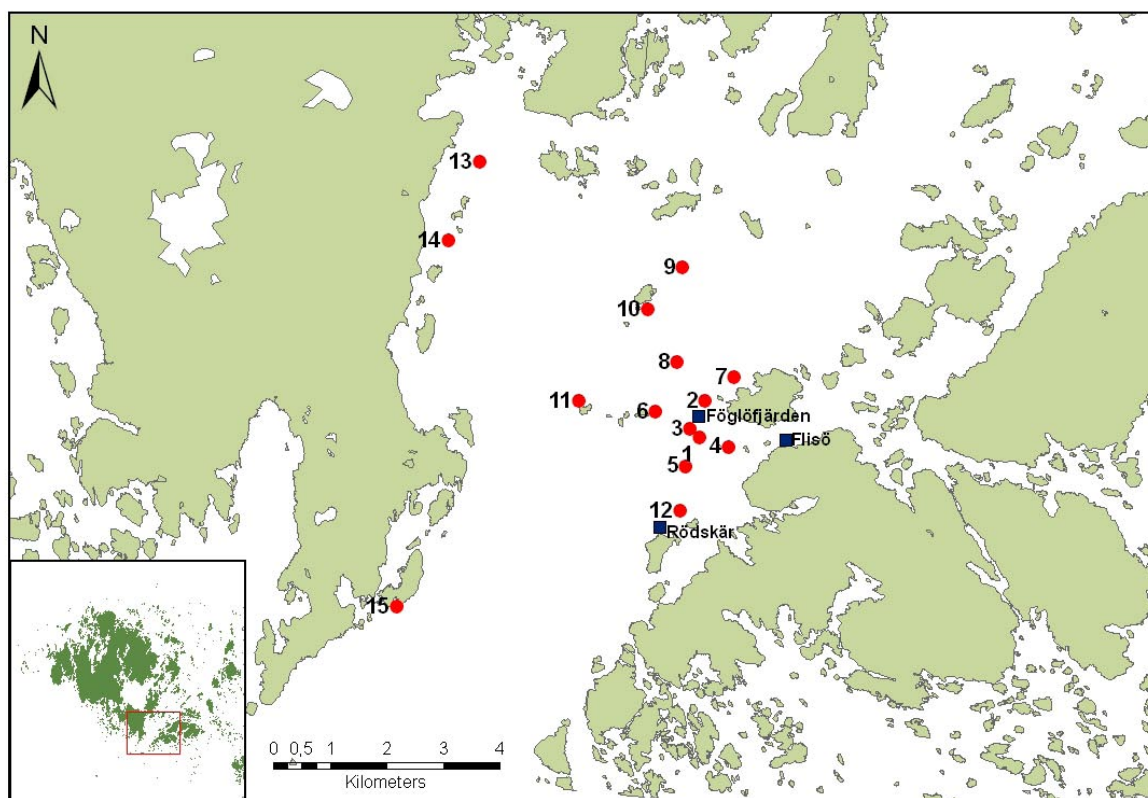


Figure 1. Sampling sites (red dots) in Föglöfjärden, Åland Islands. The blue squares represent the fish farms in the area. This study concentrated on the Föglöfjärden farm.

Fish farms in Föglöfjärden

The fish farm studied is owned by Rönnäs Fiskodling Ltd and Flisö Fisk Ltd and it is situated on the eastern side of Föglöfjärden (Figure 1). The companies also have a smaller fish farm about 1,5 km east of the studied farm, in a more sheltered area (Figure 1). It is possible that also this farm affects the study area to some extent but the effect is, however, significantly smaller. There is also another fish farm owned by Ålands Fiskförädling Ltd situated about 2 km south of the studied fish farm. Also this farm contributes to the nutrient load in the area. The fish production and the nutrient loading from these fish farms in 2004 are presented in table 1

Table 1. Fish production and the total loading of phosphorus and nitrogen from the fish farms in the Föglöfjärden area in 2004.

Fish farm	Production (T)	totP (kg)	totN (kg)
<i>Föglöfjärden</i>	245 878	1 408	12 209
<i>Flisö</i>	18 438	111	1 035
<i>Rödkär</i>	233 937	1 433	11 676

Sampling and measurements

Periphyton growth was examined during two incubation periods in summer 2004 at 15 sites. The first incubation period was 18.7.-30.7.2004 and the second period 30.7.-11.8.2004. In July-August the growth of periphytic algae has been found to be at their highest (Leskinen et al. 1986). In earlier studies two weeks incubation period has been used as a standard (Mattila & Räisänen 1998, Lastuniemi 2002).

However, in earlier studies the growth of the periphyton has been high and therefore the incubation time was shortened to 12 days.

The growth plates consisted of glass fiber filters (Whatman GF/C) that were mounted beforehand in laboratory between two plexiglas plates. Each plexiglas had three filters (diameter 5 cm). Front side of the plates had three holes which had slightly smaller diameter than the filters. The backside of the plates was solid.

The filter plates were fixed on stands that were anchored to the bottom. At each site they were placed at 1 m depth and marked with a marker buoy on the sea surface. The incubation stands were placed in four distance zones around the fish farms in the following way (see also map in figure 1): Three of the sites were placed less than 0,3 km away from the farms (zone 1: sites 1, 2 and 3). Five of the sites were set up 0,6-1 km away from the farms (zone 2: sites 4, 5, 6, 7 and 8) and four sites were placed approximately 2,5-3 km away from the fish farms (zone 3: sites 9, 10, 11 and 12). Three of these sites were in the middle of Föglöfjärden in a rather open sea area. In addition, three reference sites were set and they were 6-7 km from the source (zone 4: sites 13, 14 and 15). Although the stands with filters were anchored to the bottom, they moved during the experiment to some extent. However, the moving of the stands was not significant, at the most approximately 300 m, and therefore the stands stayed within their original zone. Three of the stands disappeared during both of the incubation periods (Incubation 1: sites 6, 10 and 11; Incubation 2: sites 2, 9 and 11). The stand from site 11 disappeared during both of the incubation periods and this is why there are no data from that site. Also, at least one of the three filters in each stand often disappeared or was damaged during the incubation.

After each incubation period the filters were removed, wrapped in folio and placed in dark cool boxes. The filters were kept at -20° C before the analysis. Although freezing helps to prevent disruption of chlorophyll *a*, it is also known that freezing may reduce the amount of chlorophyll *a* up to 20% (Herve & Heinonen 1987). However, as all samples were treated in a same way, the reduction degree should be the same in all samples. The chlorophyll *a* analysis was done according to a Finnish standard ethanol procedure (Anon., 1993). The results are expressed as the amount of chlorophyll *a* per surface area (mg m⁻²).

Water chemistry samples were taken from all sites when the filters were changed 30.7.2004 and at the end of the experiment 11.8.2004. Water samples were taken using Limnos water sampler. Samples were analyzed for total nitrogen (N) and for total phosphorus (P) (Anon. 1975, Koroleff 1983 a and b). In addition, water depth, Secchi depth and temperature were measured at all sites each time they were visited (also in the beginning of the study 18.7.2004).

Statistical methods

Differences in periphyton growth between the zones were analyzed using a one-way ANOVA with distance zones (1-4) around the fish farms as an independent variable. Chlorophyll *a* values from all sites and both of the incubations were included in the analysis. Differences in nitrogen and phosphorus concentrations between the zones were analyzed in the same way using the distance zone around the fish farms as an independent variable. Nutrient measurements from all sites and from both of the measuring times were included in the analysis. The normality and homoscedasticity requirements were checked and fulfilled.

Correlations between the growth of periphyton and total phosphorus, total nitrogen and Secchi depth were analyzed using Pearson correlation.

Results

Periphyton growth varied significantly between the different zones ($df=3$, $MS= 0.79$, $F=6.29$, $p=0.001$). The lowest chlorophyll values were found in the more open sea, in zone 3 (mean=0,81, $SE=0,21$, Figure 2) and the highest values in the reference area (mean=1,33, $SE=0,07$). However, in the area next to the fish farms (zone 1) the chlorophyll values were also high (mean=1,30, $SE=0,11$). The variation between sites can be seen in Figure 3.

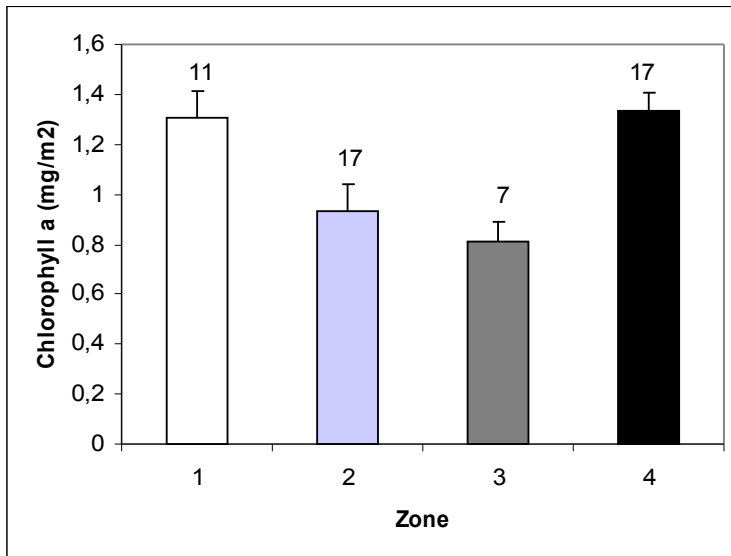


Figure 2. Mean growth of periphyton in different distance zones around the fish farms measured as Chlorophyll a (mg/m^2) + SE of the mean; n is presented on top of the bar. All filters from both of the incubations are included, but as some of the stands and filters disappeared during the incubations, the n varies. (Distances from the fish farms: Zone 1: 0-0,3 km; zone 2: 0,6-1 km; zone 3: 2,5-3 km; zone 4: 6-7 km)

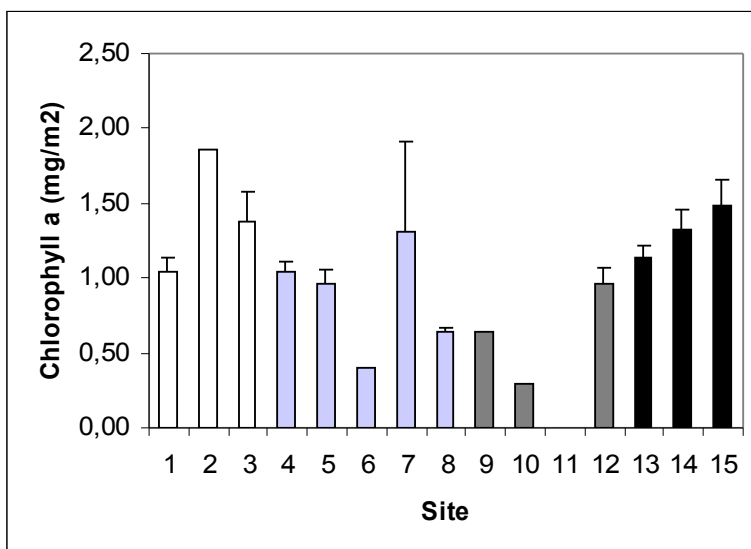


Figure 3. Mean growth of periphyton during two incubation periods at all sampling sites measured as Chlorophyll a (mg/m^2) + SE of the mean. The distance zones around the fish farms are shown in colours (see also figure 2)

The phosphorus and nitrogen concentrations did not vary significantly between the different distance zones around the fish farms (N tot: $df=3$, $MS=5357.2$, $F=1.81$, $p=0.17$; P tot: $df=3$, $MS=17.67$, $F=0.65$, $p=0.59$) (Figure 4).

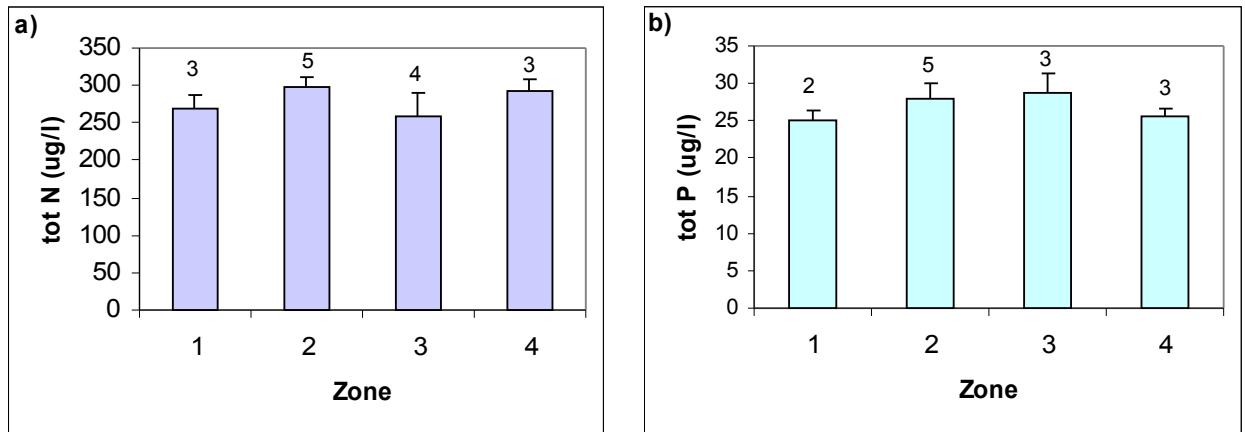


Figure 4. Amount of a) total phosphorus and b) total nitrogen ($\mu\text{g/l}$) in water in different zones around the fish farms, mean of two measurements (30.7. and 11.8.) and the sites + SE, number of the sites within the zone is presented above the bar. For zone distances, see figure 2.

Periphyton growth at different sites showed no significant correlation with total nitrogen concentration (Figure 5a). Surprisingly there was an almost significant negative correlation between periphyton growth and the total phosphorus concentration (Figure 5b) and a significant positive correlation between periphyton growth and Secchi depth (Figure 5c).

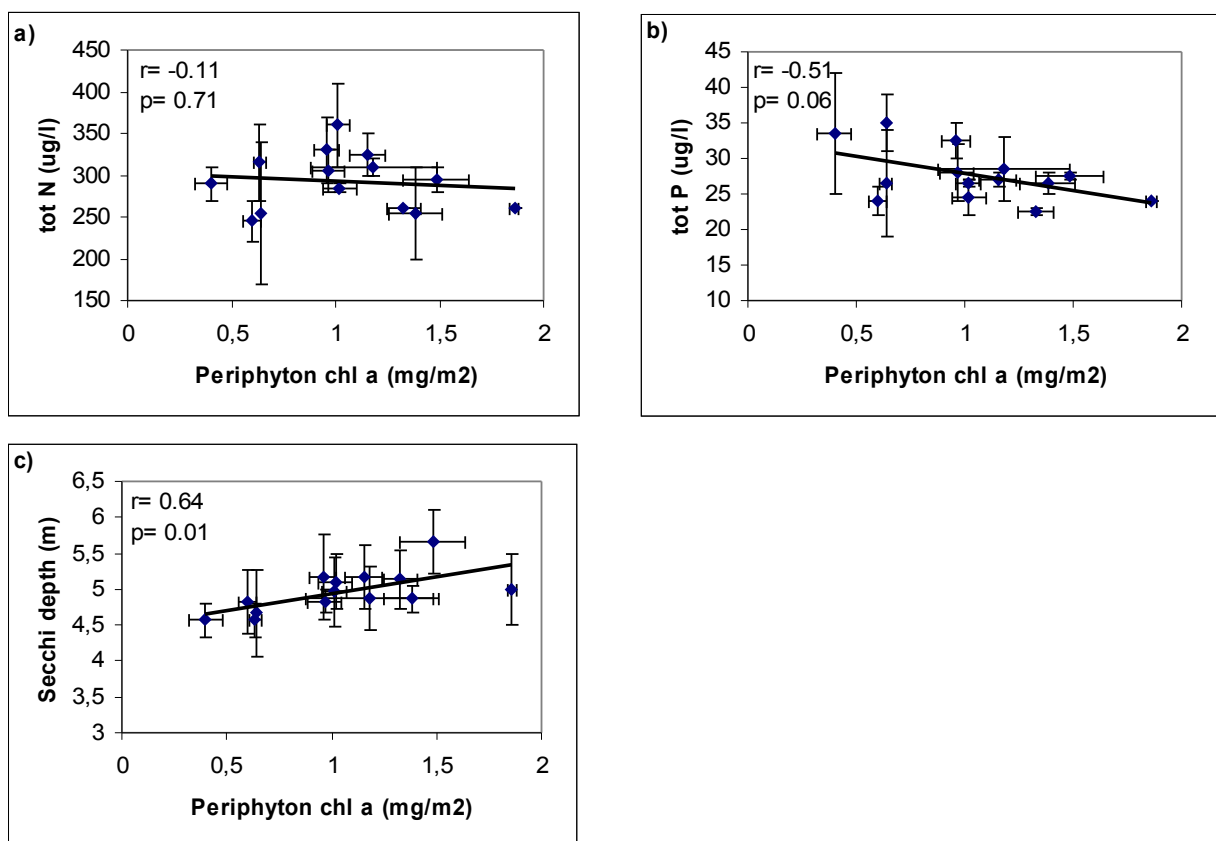


Figure 5. Correlation between mean chlorophyll and mean a) total nitrogen and b) total phosphorus and c) Secchi depth. $\pm\text{SE}$ is shown for all means. For phosphorus and nitrogen measurements $n=2$, for Secchi depth measurements $n=3$.

The N:P ratio in the study area varied between 4 and 15. Especially during the first sampling time, on the 30th of July, the ratio was below 10 at half of the sites, and exceeding 14 only at site 8 (Figure 6). This indicates clear N-limitation. During the second sampling time, the N:P ratios were generally higher, but still indicative of nitrogen limitation in the area.

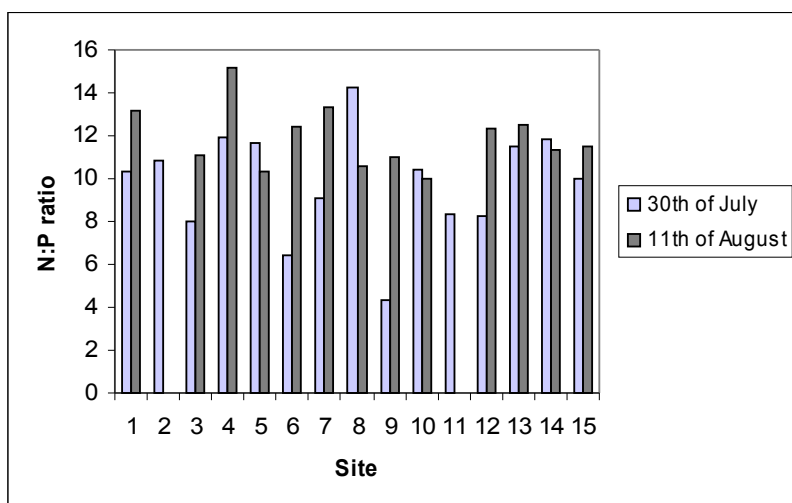


Figure 6. The N:P ratios at all sampling sites on 30th of July 2004 and on 11th of August 2004. At sites 2 and 11 no samples were taken on 11th of August.

The water flow model from the area, produced in BEVIS project (see more information about the flow model in Annex 1: Water flow measurements in the Archipelago of Åland), is presented in Figure 7. The model shows that the strongest surface water flows in the study area in the beginning of August 2004 were from southwest to northeast as well as from west to east.

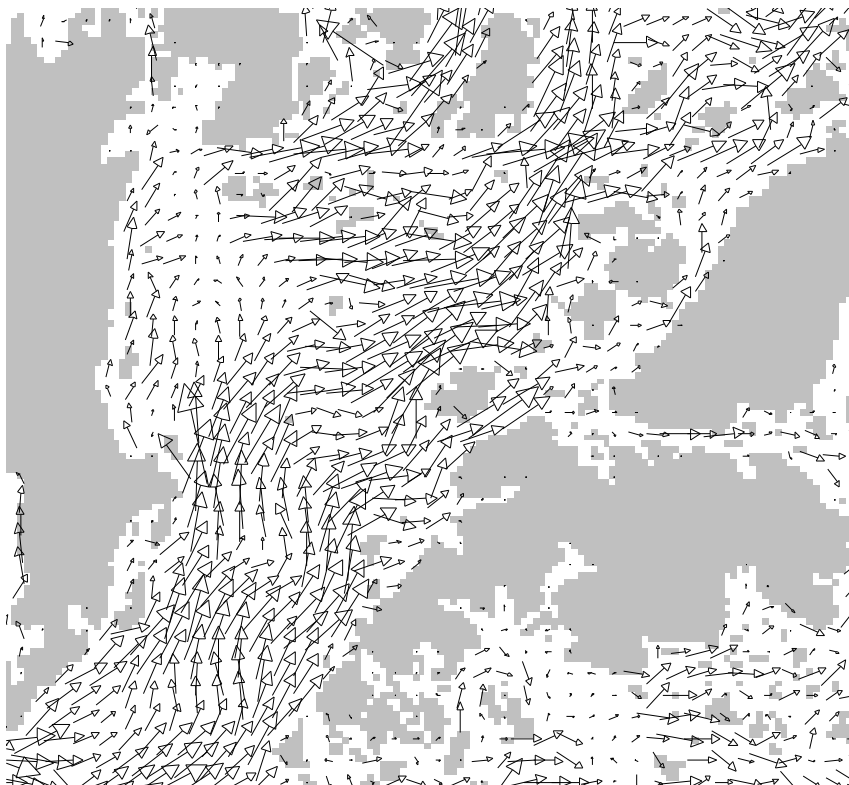


Figure 7. The surface water flows in the study area on 1st of August 2004. An arrow with the length of a grid cell represents a flow speed of 4mm/s. Greatest flow speeds in the area are approximately 15cm/s.

Discussion

Periphyton has been found to be one of the best indicators for eutrophication effects caused by fish farming (Honkanen et al. 1999, Mattila & Räsänen 1998). In this study, the effects of the fish farms could clearly be seen as enhanced periphyton growth only about 300 m away from the fish farms in zone 1. As the periphyton growth was lowest in distance zones 2 and 3 and again higher in zone 4, the distance to the farm did not seem to affect the water quality as clearly as e.g. in the study by Honkanen et al. (1999). The higher levels of periphyton growth in the reference area (zone 4) were more likely caused by the nutrient run-off from the agricultural and housing area on the western shores of the Föglöfjärden than by the fish farms. In general, the periphyton growth in the study area was at about the same level as in 1997-1998 (Nordvarg & Johansson 2002).

The sites with least periphyton growth were found in the most exposed areas in the middle of Föglöfjärden (sites 8, 9, 10). The sites that were in the same zone (about the same distance from the fish farm), but in a less exposed area (sites 4, 5, 7 and 12) showed higher periphyton growth. For site 12 it is probable that the discharges from Rödkär fish farm also contributed to the enhancement of periphyton growth (Figures 1 and 3, see also the water flow model in Figure 7). These results indicate that the eutrophication effects of fish farms did not reach the more open areas of Föglöfjärden but instead the effects were more apparent in more sheltered areas. The idea is further supported by a study by Nordvarg and Johansson (2002) where they found that the effects of fish farming on periphyton growth were shown only in closed and semi-enclosed bays, not in more open areas with faster water turnover rates. In the more open areas the nutrient effluents are quickly transported elsewhere. Also the water flow model from the area showed that at the time, the strongest flows were from southwest to northeast and also from west to east. Therefore spreading of discharges from the fish farms on the eastern side of Föglöfjärden across to the western side is highly unlikely. However, it is also possible that the significant wave action due to the openness of the area and due to the extensive ship traffic in the area disturbed the attachment of periphyton to the filters. If this was the case, the result then indicates that the periphyton method may not be suitable for indicating the effects of eutrophication in more open areas where disturbance is high.

The nutrient concentrations in the water column did not vary significantly between the distance zones around the fish farms. Also in some earlier studies (Leskinen et al. 1986, Honkanen et al. 2001) the effects of fish farming on the nutrient concentrations in the surrounding water area have not been clear, especially in more open areas (Nordvarg & Johansson 2002). In general the nutrient levels in the areas, especially phosphorus levels, were higher than in 1997-1999 (Nordvarg & Johansson 2002) which indicates further eutrophication of the area. In Åland fish farming accounts for about one third of the local nitrogen and about 55% of the local phosphorus input to the marine environment (Bonsdorff et al., 1997). Therefore, the fish farming may contribute to the rather high nutrient concentrations found in the area. Also according to Nordvarg and Johansson (2002) the fish farming in the Åland archipelago may have large scale effects on the total phosphorus levels in the archipelago but not on the total nitrogen concentrations. The uniform concentrations found throughout the area could be explained not only by the openness of the area but also by extensive mixing of the water column due to waves and other water movements caused by the ship traffic (Lindholm et al. 2001). Also, it has been suggested in several publications that the nutrient loading from the open sea affects the archipelago area to the extent that the effects of local loading are not so clearly seen (e.g. Honkanen et al. 1999, Nordvarg & Johansson 2002).

The correlations between periphyton growth, nutrient concentrations and Secchi depth were somewhat different than correlations found in previous studies. The concentration of total nitrogen in the water column had no effect on periphyton growth and surprisingly, the effect of phosphorus concentration on

periphyton growth was negative. On the contrary, Mattila & Räsänen (1998) found positive correlations between periphyton growth and phosphorus and nitrogen concentrations. Nordvarg and Johansson (2002) found no correlation between nutrient concentrations and periphyton growth. The unexpected negative correlation between phosphorus and periphyton growth may partly be explained by the fact that the area seemed to be nitrogen limited. Therefore excess phosphorus would not have enhanced periphyton growth. The positive correlation that was found between Secchi depth and periphyton growth was probably due to the enhanced light availability for periphyton with increasing water clarity. This result does not, however, support the results of Mattila & Räsänen (1998) as they found a significant negative correlation between the Secchi depth and periphyton growth.

To summarize, clear effects of fish farming was found only about 300m from the farm with a periphyton method. No other clear effects of fish farming were found in the area. The results support the idea, that eutrophication effects of fish farms can be clearly seen only in relatively sheltered areas. In more open archipelago areas with faster water turnover rates the import of nutrients from the open sea has a decisive effect on the eutrophication and therefore the effects of local nutrient loading are not clearly seen.

References

- Anon. 1975: Veden typen määrittäminen peroksidisulfaattihapetuksen jälkeen. Vesihallinnon tieteellinen neuvottelukunta. INSTA-VH 27.
- Anon. 1993: Veden a-klorofyllipitoisuuden määrittäminen. Asetoniutti. Spektrofotometrinen menetelmä. Finnish standard SFS 3013.
- Bonsdorff, E., Blomqvist, E.M., Mattila, J., Norkko, A., 1997: Long-term changes and coastal eutrophication. Examples from the Åland Islands and the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Oceanologica Acta* 20: 319–329.
- Herve, S. & Heinonen, P. 1987: Effect of freezing on periphytic chlorophyll a. *Aqua Fennica* 17: 175–177.
- Honkanen, T., Helminen, H. & Laiho, P. 1999: Kalankasvatuksen vesistövaikutusten arviointi: erilaisten seurantamenetelmien vertailu Saaristomerellä. *Vesitalous* 2: 21–26.
- Honkanen, T., Helminen, H., Hänninen, J. & Laiho, P. 2001: Kalankasvatuksen tarkkailun remontti. *Vesitalous* 3: 7–12.
- Koroleff, F. 1983a: Determination of total nitrogen after persulfate oxidation in Grasshoff, K., Ehrhardt, M. & Kremling, K. (eds.) 1983: *Methods of seawater analyses*. Verlag Chemie, Weinheim. S.164–169.
- Koroleff, F. 1983b: Determination of total phosphorus by alkaline persulphate oxidation in Grasshoff, K., Ehrhardt, M. & Kremling, K. (eds.) 1983: *Methods of seawater analyses*. Verlag Chemie, Weinheim. S.136–138.
- Lastuniemi, M. 2002: The use of periphyton growth in estimating eutrophication effects of fish farms and survey of new control and reference sites for investigation of benthic fauna in the monitoring program for fish farming at Åland islands, N. Baltic Sea. Publications of Husö Biologiska Station, Åbo. ISBN: 952-12-0988-7.
- Laurén-Määttä, C., Granlid, M., Henriksson, H., Koivisto, V. 1991: Effects of fish farming on the macrobenthos of different bottom types. In: *Marine Aquaculture and Environment*, vol. 22. Nordic Council of Ministers. NORD, pp. 39–55.
- Leskinen, E., Kolehmainen, O. & Isotalo, I. 1986: The response of periphytic organisms to the load of organic and inorganic nutrients from a fish farm. Publications of Water Research Institute, National Board of Waters, Finland 68: 155–157.
- Lindholm, T., Svartström, M., Spoof, L. & Meriluoto, J. 2001: Effect of ship traffic on archipelago waters off Långnäs harbour in Åland, SW Finland. *Hydrobiologia* 444: 217–225.
- Mattila, J. & Räsänen, R. 1998: Periphyton growth as an indicator of eutrophication; an experimental approach. *Hydrobiologia* 377: 15–23.
- Nordvarg, L. & Johansson, T. 2002: The effect of fish farming effluent on the water quality in the Åland archipelago, Baltic Sea. *Aquacultural engineering* 25: 253–279.
- Wallin, M. & Håkanson, L. 1992: Morphometry and sedimentation as regulating factors for nutrient recycling and trophic state in coastal waters. *Hydrobiologia* 235/236: 33–45.

ÅBO AKADEMI UNIVERSITY
HUSÖ BIOLOGICAL STATION

Sediment studies in the Archipelago of Åland

Data report

2004



Jouni Lehtoranta, Seppo Knuuttila, Paula Väänänen and Anna Nöjd
Research Programme for the Protection of the Baltic Sea

Table of contents

Material and methods.....3

 Sediment sampling.....3

 Chemical analyses.....3

 Benthic nutrient flux.....4

Results.....4

 Surface water.....4

 Near-bottom water.....6

 Benthic nutrient flux from sediment to water.....8

Summary.....10

References.....10

Appendixes.....11

Material and methods

Sediment sampling

The data reported here were collected during the cruise of R/V Muikku in 13.–14.8.2004. In order to study recent sediments, samples were collected from the areas of active deposition, *i.e.* soft bottoms, where the sediment is weakly consolidated due to high organic matter concentration. The structure of the bottom sediments was studied during the research cruise with an Atlas Deso 10 echo sounder (30 kHz), which provides deep enough penetration and resolution for soft sediments. The sampling sites were selected on the basis of bathymetric maps, echographs and sediment sampling. Sediment cores (20 – 30 cm) were taken from 10 sites (Fig. 1) and cores were collected with a pistonless lightweight gravity corer (slightly modified from Axelsson and Håkanson 1978).

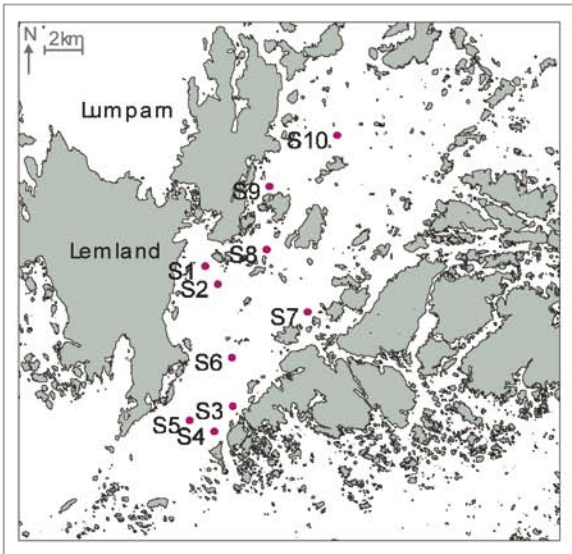


Fig. 1. Sediment sampling sites at the study area.

Chemical analyses

Water temperature, salinity, oxygen concentration and degree of oxygen saturation were measured with CTD-Seabird onboard R/V Muikku. All the inorganic nutrient concentrations were analyzed onboard R/V Muikku, whereas total nutrient concentrations were measured in the laboratory of the Finnish Environment Institute. Phosphate concentration was measured according to standard Nro K 103 (based on standard SFS-3025) and ammonium concentration with standard Nro K 133 (based on standard SFS-2032). Nitrite-nitrate sum was measured according to standard SFS EN-ISO 13395: 1996 and oxygen concentration according to EN-25813. Total nitrogen concentration was analyzed according to standard SFS-EN ISO 11905-1 and SFS-EN ISO 13395 and total phosphorus according to SFS 3026 (adjusted version).

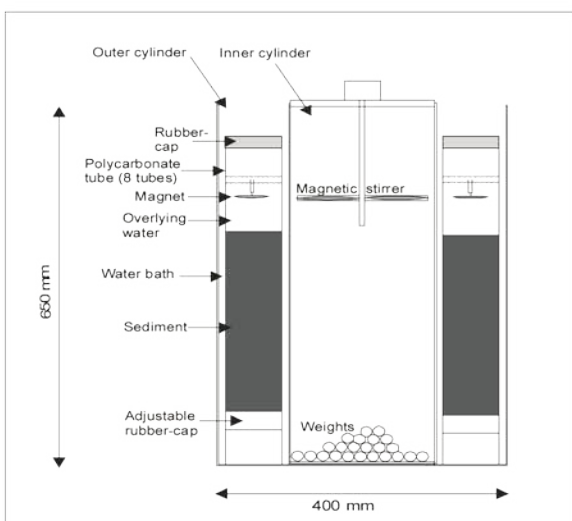


Fig. 2. Sediment incubator used in present study.

Benthic nutrient flux

The variation in the benthic nutrient flux was studied with sediment cores taken on 14th August 2004 from ten sampling sites, where water depth varied from 10 to 32 meters. The sediment for the benthic flux measurements was sampled with a pistonless gravity corer into removable polycarbonate tubes (inner diameter 74 mm, height 600 mm). One sediment core per site was taken in order to get better coverage from the study area. The sediment cores were stored at +10°C and placed in a sediment incubator (Fig. 2) within a few hours of the sampling.

To obtain similar water volumes (550 – 650 ml), the position of sediment in the core was adjusted by a moveable water-tight bottom cap. A magnetic stirring mechanism was installed inside each core to ensure that the water above the sediment remained homogenous. Resuspension of the fluffy surface layer may decrease the benthic phosphorus flux during incubation (Holdren and Armstrong 1980) and so the stirring rate (~15 rpm) was kept well below the visible resuspension limit. The samples were incubated in the dark and at *in situ* temperature. The temperature was controlled with a water bath inside the outer cylinder of the incubator. If necessary, crushed ice was added to the water bath to maintain a low temperature during incubation.

The upper end of the polycarbonate tube was sealed with a tight rubber cap. The concentration of O₂ in the reservoir was measured at the end of the incubation in order to ensure that oxygen level has not decreased too low during incubation. Steady-state incubation was established by mixing the water with magnetic stirrers for ca. 6 h until the incubation was started. The benthic fluxes of phosphate (PO₄³⁻P), ammonium (NH₄⁺-N) and nitrite-nitrate sum (NO₂⁻-N+NO₃⁻-N) were calculated on the basis of the concentration difference in the overlying water at the start and end of the incubation. Incubation time between the start and end was 8 hours.

Certain disadvantages of the incubation technique used here are difficult to overcome (see Holdren and Armstrong 1980). One of the most serious is the inability to simulate the hydrodynamic properties at the sediment-water interface during the incubations; the used incubation method, for example, does not necessarily closely simulate *in situ* water currents, turbulence or advection at the sediment-water interface. The magnetic stirring used may also change the concentration gradient of solute at the sediment water interface, which affects molecular diffusion. An increase in stirring speed may increase the benthic flux of phosphate until resuspension occurs (Holdren and Armstrong 1980).

Results

Surface water

Generally, there was only slight variation in the surface temperature and salinity (Fig. 3a and b). However, a slight increasing trend in salinity from North to South was observed at the study area (see Appendix Fig. 1). In the surface water layer (1 m) the both ammonium and nitrite-nitrate concentrations were below detection limit (Fig. 4a and b). However, there was phosphate present in the surface layer (from 3 to 7 µg l⁻¹, Fig. 5), which indicate that the primary production was evidently nitrogen limited. The both total nitrogen and phosphorus concentrations varied only slightly in the surface layer (Fig. 6). The present surface layer nutrient concentrations do not differ greatly from those at the monitoring stations of the Archipelago Sea (Fig. 7a and b).

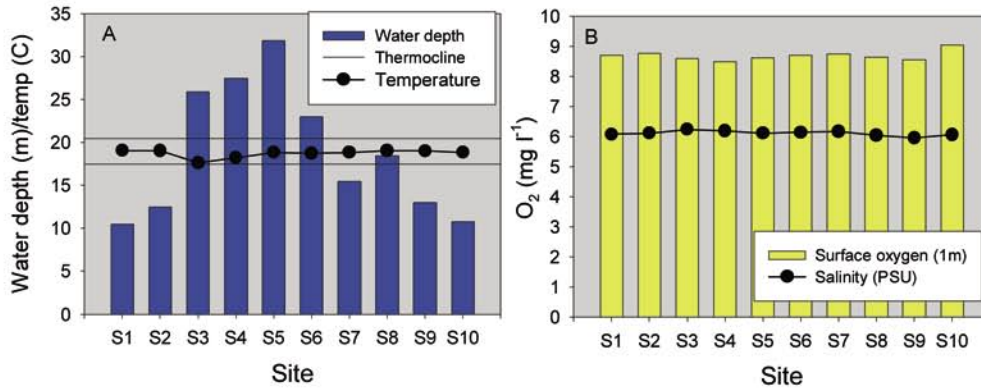


Fig. 3a and b. Water depths, surface temperatures and presence of thermocline and b) surface oxygen and salinity at the sampling sites.

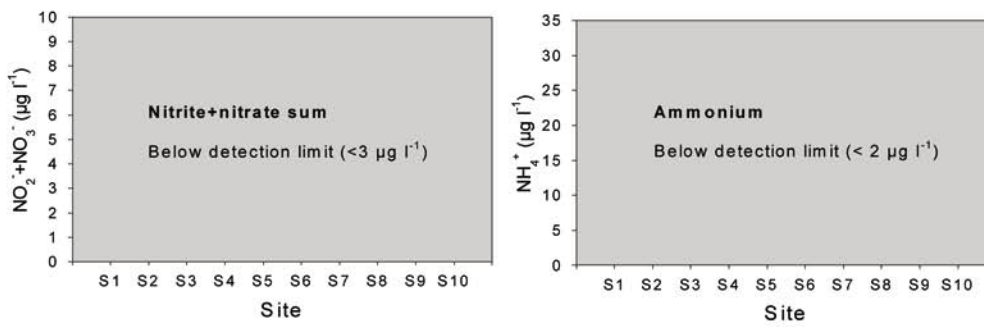


Fig. 4a and b. Concentrations of a) nitrite+nitrate sum and b) ammonium at the sampling sites.

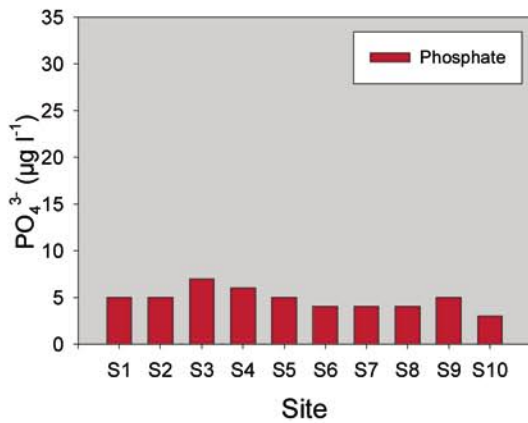


Fig. 5. Phosphate concentrations of surface water layer at the sediment sampling sites

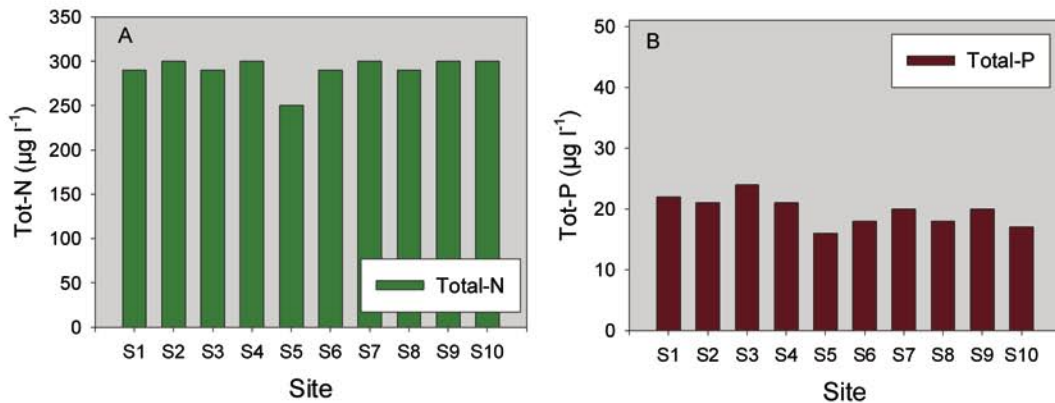


Fig. 6a and b. Concentrations of total a) nitrogen and b) phosphorus in surface layer at the sampling sites.

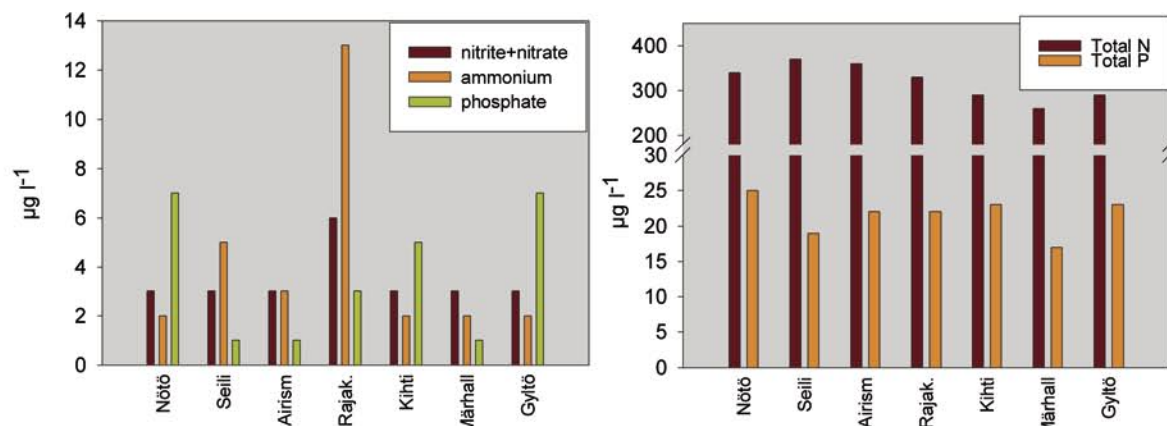


Fig. 7a and b. Concentrations of a) nitrite-nitrate, ammonium and phosphate and b) total nitrogen and phosphorus in surface layer at monitoring stations of the Archipelago Sea (sampled during 28.7. – 24.8.2004).

Near-bottom water

The thermocline situated between 16 and 23 meter depth (Fig 8a). There were only four sites (S3 – S6, water depth > 22), where thermocline was observed. The salinity was slightly higher at the deep sites compared to those at the shallow sites (Fig. 8b). At the deep sites the oxygen concentration in the near-bottom water was lower than in the surface layer (Fig. 8b). At the deep sites the phosphate concentration was clearly higher in the near-bottom water than in the surface layer (Fig. 9).

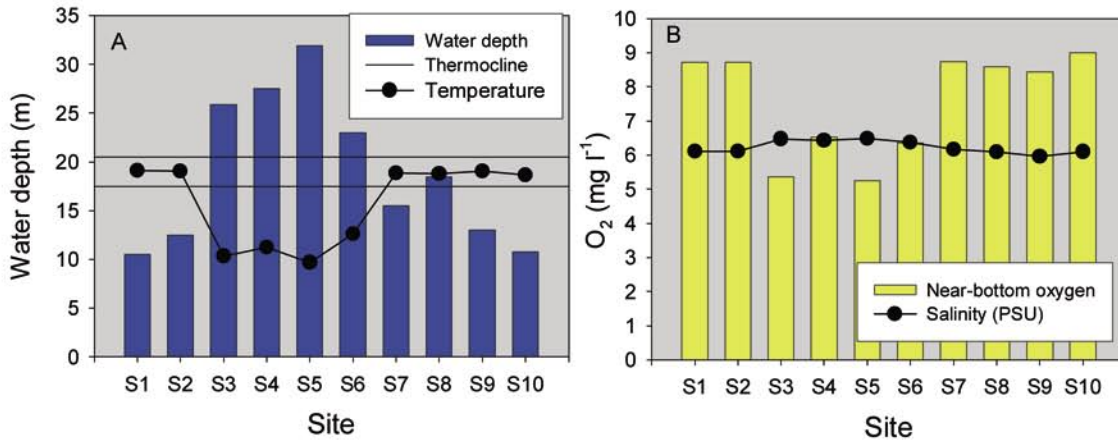


Fig. 8a and b. Water depths, near-bottom temperatures and presence of thermocline and b) oxygen concentrations and salinity in near-bottom water at the sampling sites.

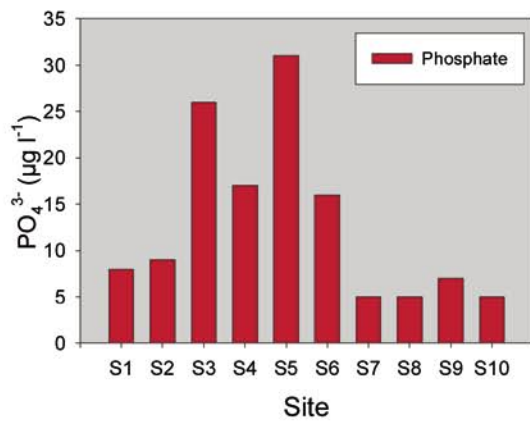


Fig. 9. Concentrations of phosphate in near-bottom water at the sampling sites.

In the near-bottom water the nitrite-nitrate concentration was below the detection limit as in the surface layer (Fig. 10a). However, small concentrations of ammonium were measured mainly from the deep sites (Fig. 10b). Total nitrogen concentrations – on the contrary to total phosphorus – were lower at the deep sites than at the shallow ones (Fig. 11a and b).

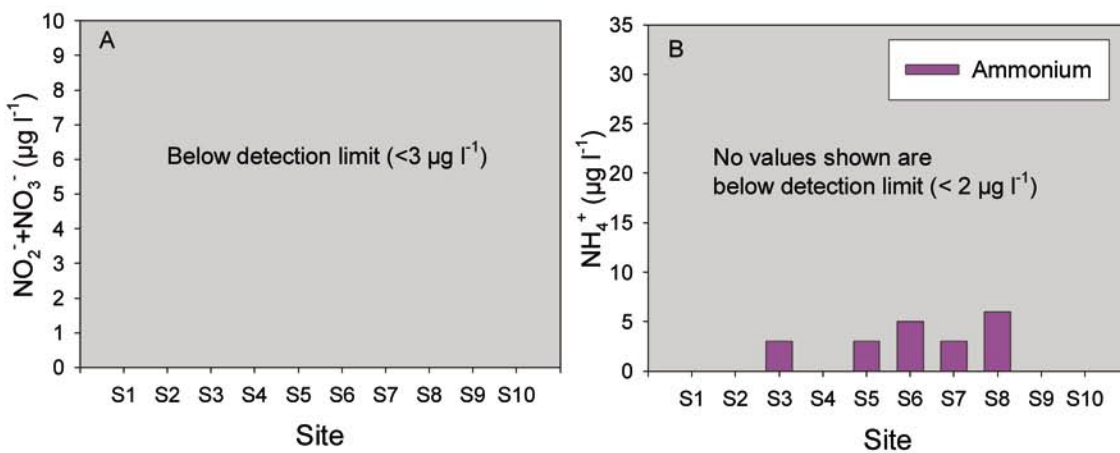


Fig. 10a and b. Concentrations of a) nitrite-nitrate sum and b) ammonium in near-bottom water at the sampling sites.

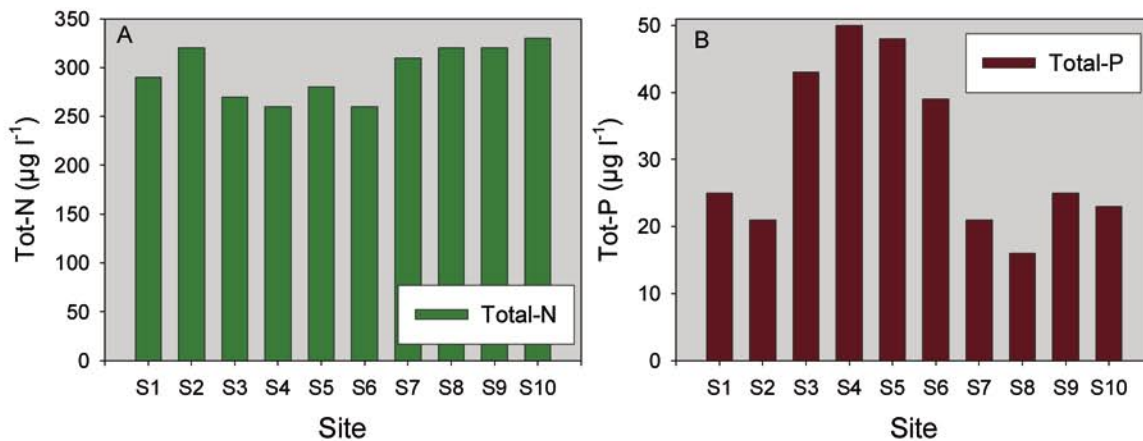


Fig. 11a and b. Concentrations of total a) nitrogen and b) phosphorus in near-bottom water at the sampling sites.

Benthic nutrient flux from sediment to water

There was clay, silt and even some sand in the sampled sediment cores at sites S9 and S10. On the basis of the core penetration the organic matter content of the sediment is lower than at the recent deposits of the Gulf of Finland. There was always a brown oxidized surface layer (not oxic) in the sampled cores, which indicated that there are iron oxides in the sediment.

The soft sediments were found only locally from the study area. Large part of the studied area consists of hard bottoms, where sediment sampling with light-weight corer is not possible. On the basis of the sediment sampling and echo sounding about 30% of the cruise tracks were on the soft bottom sediments (see Appendix Fig. 2).

The soft sediments were mainly located at the deep parts of the southern basin (water depth > 20 m). In addition, soft sediments were found from the shallow semi-enclosed bays (10 to 18 m), where bottom currents allow fine particulate matter to settle on the surface of the sediment. These kind of areas located mainly at the western part of the study area. The water depth rarely exceeded 20 m at the North-Eastern sub-area and there bottom was too hard to sample with light-weight sediment corer. There the bottom was evidently hard clay with a low organic matter content.

The benthic flux of nitrite-nitrate from the sediment to water varied between $2.1 - 7.4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (average $4.5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, Fig. 12a). For the ammonium the corresponding figures were $1.7 - 34.1 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (average $7.2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, Fig. 12b).

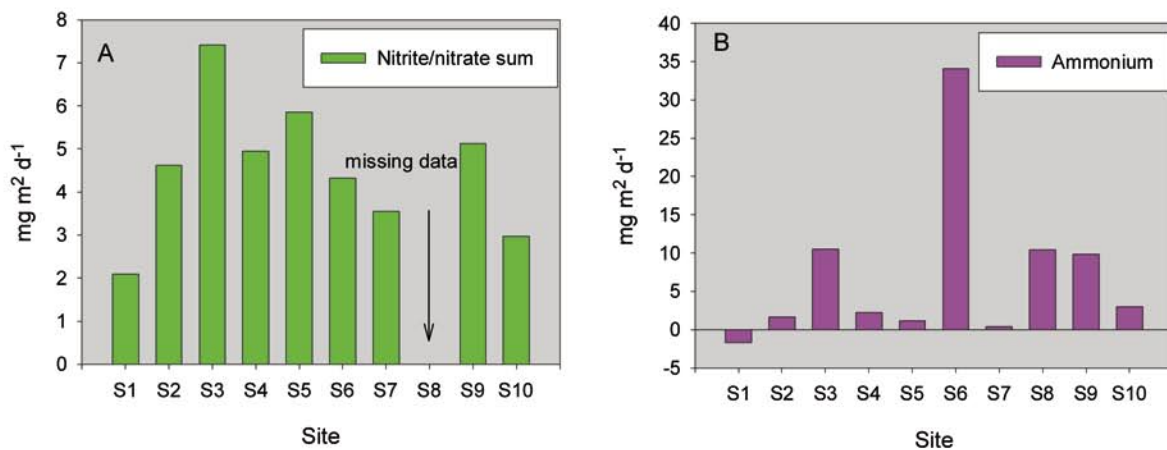


Fig. 12a and b. Fluxes of a) nitrite-nitrate and b) ammonium from sediment to water at sampling sites.

There was a significant outflux of phosphate – excluding the site S1 – from the sediment to water ($0.8 - 6.7 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$, average $2.2 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$), despite the rather high oxygen concentrations in the overlying water after the incubations (Figs 13a and b). The average inorganic N:P mass ratio of the flux was 5.3, which indicates that release of nutrients from sediment to water turns the primary production towards nitrogen limitation.

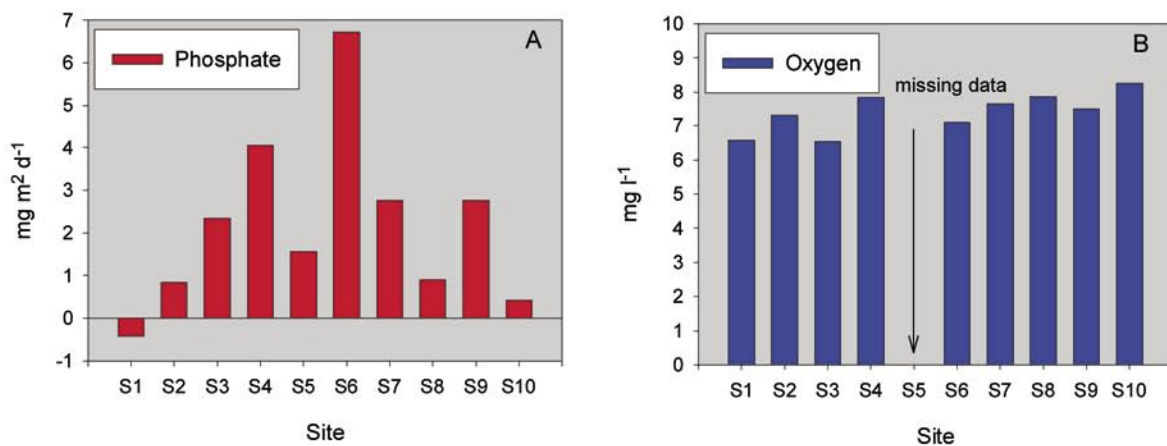


Fig. 13a and b. Fluxes of a) phosphate from sediment to water and b) concentrations of oxygen in overlying water of incubated cores at end of incubation.

The measured nutrient fluxes – excluding nitrite-nitrate flux – are low compared to those from the Gulf of Finland (Lehtoranta 2003) and comparable to those calculated for the littoral zone of the Archipelago Sea ($7.7 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ for N and $2 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ for P; Suomela et al. submitted manuscript). However, the present measured nutrient flux rates together with the shallowness of the study area indicate that the nutrients released from bottom can significantly increase the primary production if nutrients are entered to the euphotic zone.

Summary

At the areas deeper than 20 meters temperature stratification probably prevents the efficient mixing of surface and deep water layers, resulting in a prolonged residence time of the near-bottom water. Owing to this prolonged residence time and the sediment O₂ consumption caused by a sediment organic matter, the decrease in near-bottom O₂ and increase in phosphate concentration was observed. Although there was no depletion of O₂ in the near-bottom water, the lowered O₂ concentration may cause anoxia at the sediment-water interface, thus favouring the release of phosphate. The surface concentrations of inorganic nutrients suggest that primary production in the study area is nitrogen limited. The measured high efflux of phosphate compared to that of inorganic nitrogen may be related to the fact that primary production is mainly nitrogen limited.

The sampled sites cover rather well the study area. Furthermore, the measurements represent well the nutrient fluxes from the soft bottom area for the late summer period when water temperature is high. It is evident that the flux rates decrease towards winter due to the decrease of temperature (Lehtoranta 2003). Therefore, these values are valid for the time period, when the water temperature is high in the near-bottom water (taking account the local water depth differences at the study area).

The measured nutrient fluxes are low compared to the anoxic sediments of the Gulf of Finland, where ammonium efflux commonly exceeds 20 mg m⁻² d⁻¹ and average phosphate efflux is 13 mg m⁻² d⁻¹ (Lehtoranta 2003). In addition, there usually is influx of nitrite-nitrate from water into the sediments in the Gulf of Finland. However, according to the measured flux rates and the shallowness of the present study area the nutrients released from the bottom sediments to the overlying water may significantly increase the trophic state of the Archipelago of Åland.

If the surface area of the soft bottom sediments is cautiously estimated to cover 20 – 35 km² and the average effluxes for nitrite-nitrate, ammonium and phosphate are 4.5, 7.2 and 2.2 mg m⁻² d⁻¹, respectively, the daily efflux is 110 – 160 kg d⁻¹ for nitrite-nitrate and 180 – 250 kg d⁻¹ for ammonium and 55 – 80 kg d⁻¹ for phosphate. If the time period for the measured flux rate is estimated to last 30 d, the benthic flux for the inorganic nitrogen is 9100 – 10900 kg and for phosphate 1700 – 2000 kg.

Therefore, if comparable bottoms to the present study are found from the surrounding areas, it is evident that during productive season the benthic nutrient flux is an important source of nutrients at the entire Archipelago of Åland. Furthermore, the benthic nutrient fluxes have to be taken account in nutrient budgets and modeling studies at the study area.

References

- Axelsson V. and Håkanson L. 1978. A gravity corer with a simple valve system. *J. Sed. Pet.* 48: 630–633.
- Holdren G.C. and Armstrong D.E. 1980. Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Environ. Sci. Technol.* 14: 79–87.
- Lehtoranta J. 2003. Dynamics of sediment phosphorus in the brackish Gulf of Finland. *Monographs of the Boreal Environment Research* 24, 58 p.

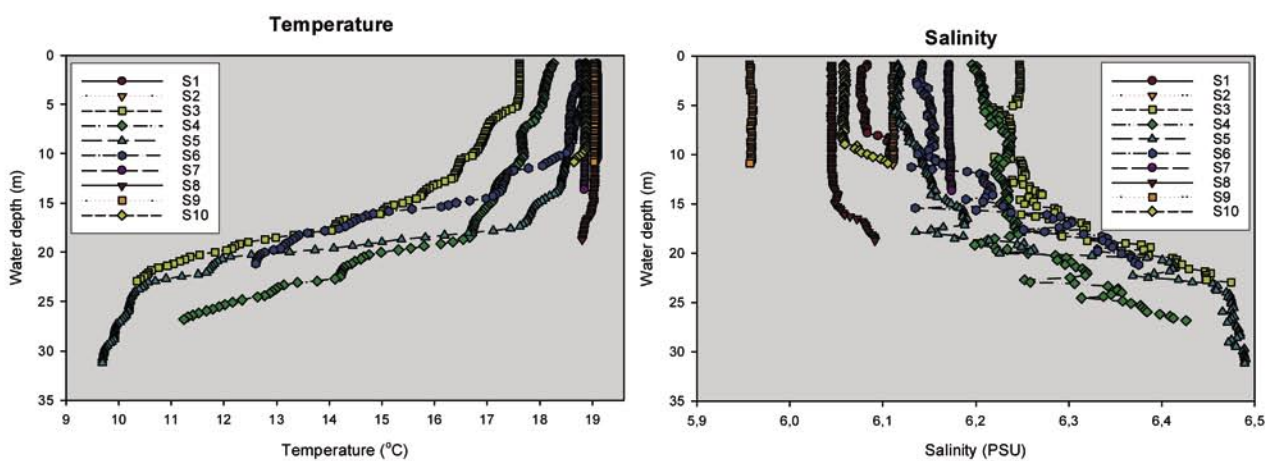
Appendixes

Appendix Table 1. Water depths and coordinates of the sampling sites.

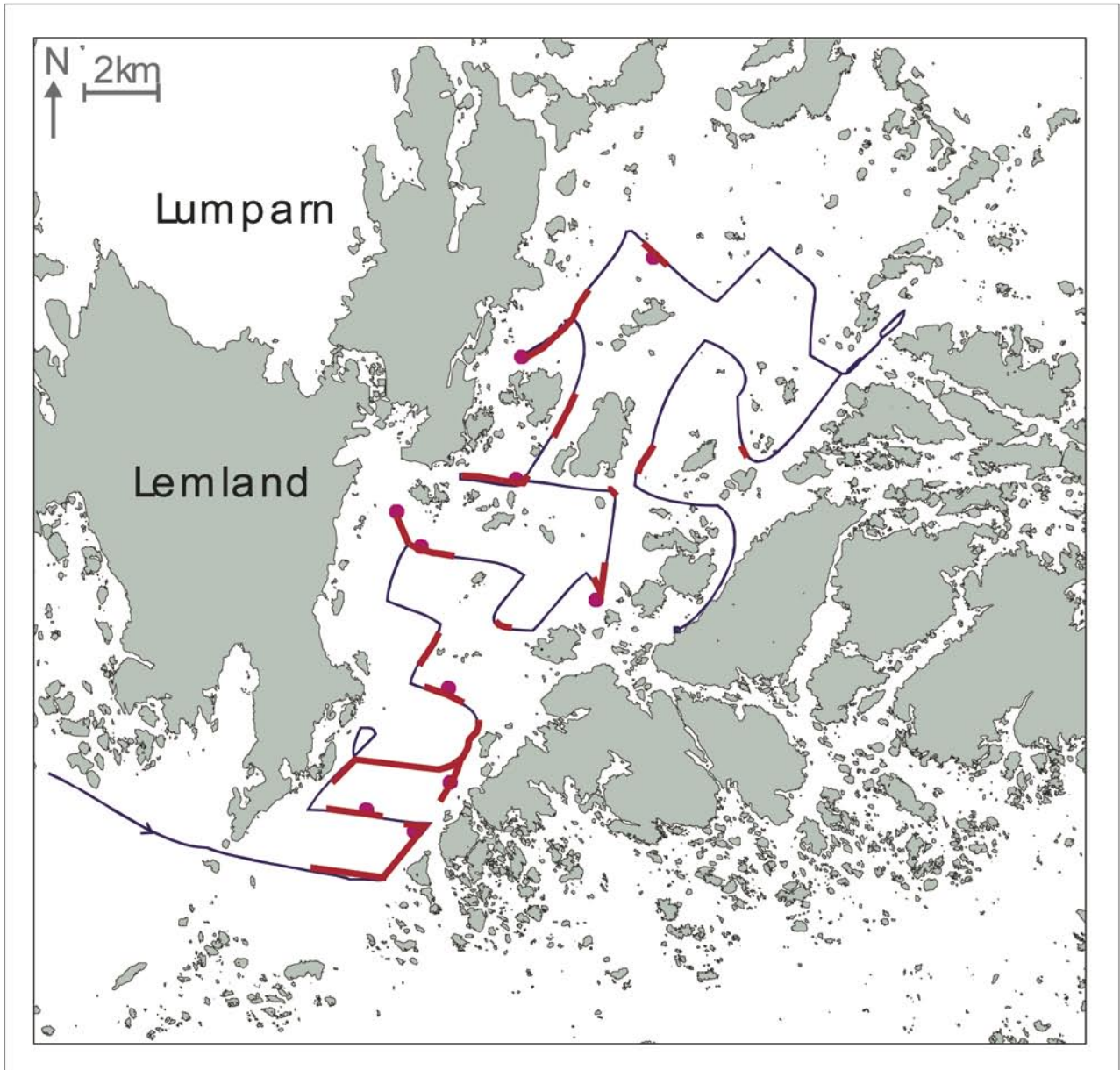
Site	Depth (m)	LAT	LON
S1	10	60 03.24	20 14.73
S2	12	60 02.76	20 15.56
S3	26	59 59.32	20 17.12
S4	28	59 58.55	20 16.21
S5	32	59 58.79	20 14.74
S6	21	60 00.71	20 16.79
S7	15	60 02.23	20 20.86
S8	19	60 03.89	20 18.15
S9	12	60 05.70	20 17.95
S10	11	60 07.36	20 21.53

Appendix Table 2. Benthic nutrient fluxes from sediment to water at studied sites.

Site	Depth (m)	Nutrient fluxes (mg/m ² /d)			
		O ₂ end of incubat. mg/l	NO ₂ +NO ₃	PO ₄	NH ₄
S1	9.5	6.6	2.1	-0.4	-1.7
S2	11.5	7.3	4.6	0.8	1.7
S3	24.9	6.5	7.4	2.3	10.5
S4	26.5	7.8	5.0	4.1	2.3
S5	31.9	.	5.9	1.6	1.2
S6	22	7.1	4.3	6.7	34.1
S7	14.5	7.7	3.5	2.8	0.4
S8	17.5	7.9	.	0.9	10.5
S9	12	7.5	5.1	2.8	9.9
S10	9.8	8.3	3.0	0.4	3.0



Appendix Fig. 1. Vertical profiles of temperature and salinity at the sampling sites.



Appendix Fig. 3. Sampling sites (red dots) and echo sounding track 13.8.2004 (blue line) and soft bottom sediments (red line).

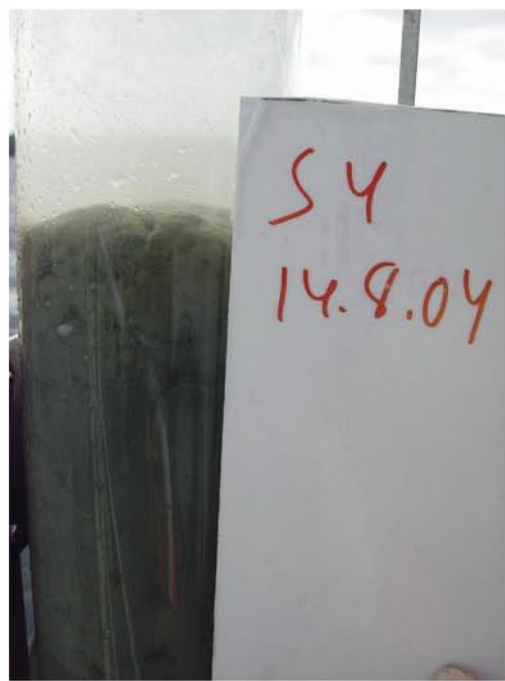
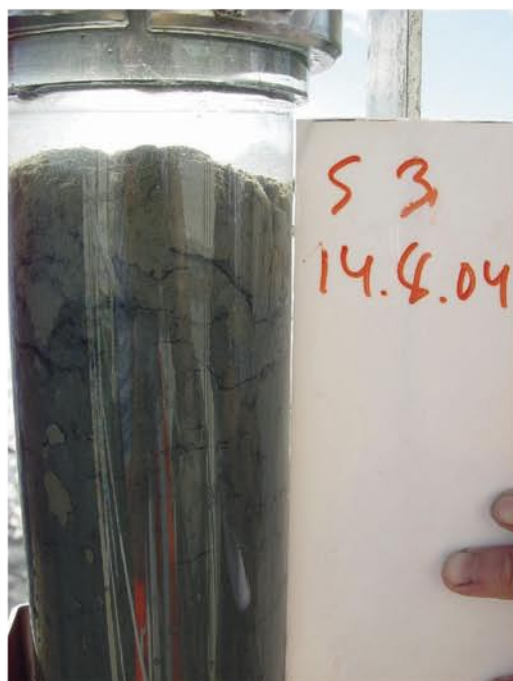
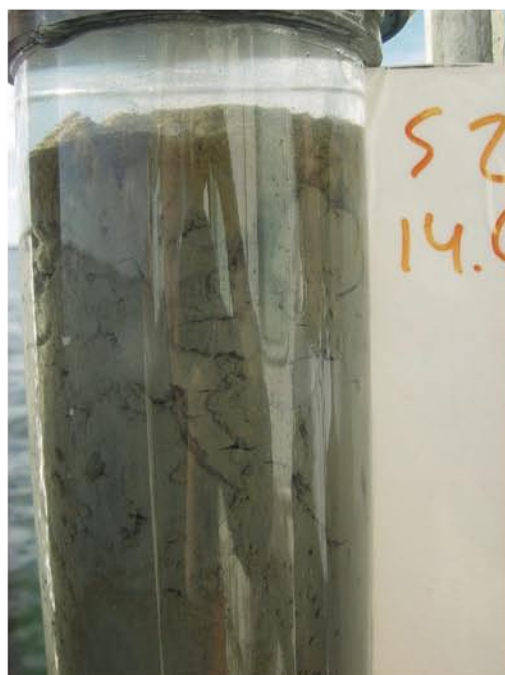
Appendix Table 3. Measurements form surface water layer.

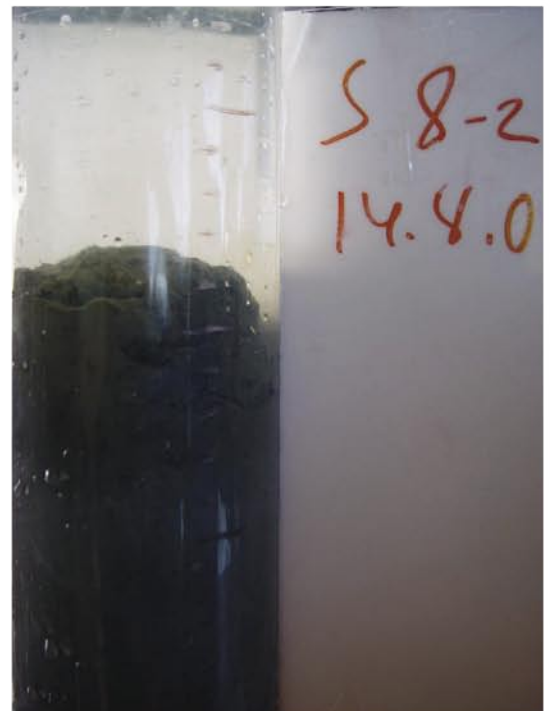
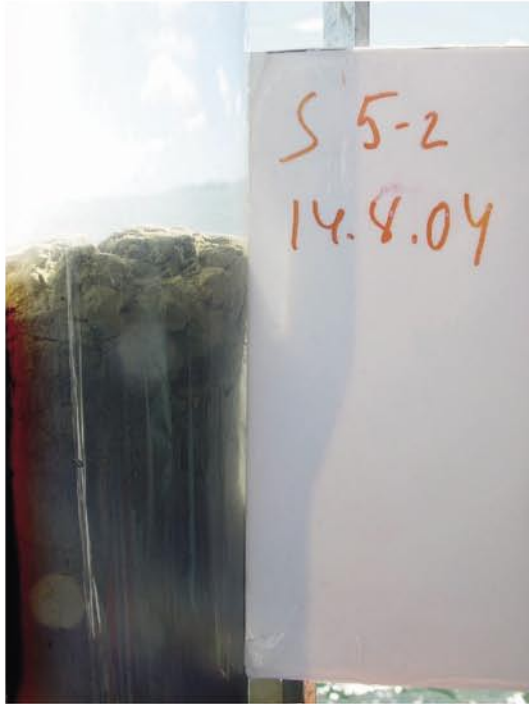
SITE	Water CTD-deepest		LIMNOS	CTD									
	Sampling depth	measurement			SAL_F	CTD_O2	O2 sat. (%)	NO23(µg/l)	NH4(µg/l)	PO4(µg/l)	TN(µg/l)	TP(µg/l)	
	depth(m)	(m)	temp	Temp.									
S1	1	10.5	9.38	19.1	19.09	6.077	8.70	97.56	<3	<2	5	290	22
S2	1	12.5	10.47	19.1	19.06	6.11	8.77	98.29	<3	<2	5	300	21
S3	1	25.9	23.52	17.8	17.62	6.25	8.61	93.82	<3	<2	7	290	24
S4	1	27.5	25.71	18.5	18.22	6.20	8.49	93.68	<3	<2	6	300	21
S5	1	31.9	31.19	19	18.86	6.12	8.62	96.28	<3	<2	5	250	16
S6	1	23	20.60	19	18.75	6.14	8.72	97.14	<3	<2	4	290	18
S7	1	15.5	12.80	19	18.87	6.17	8.74	97.70	<3	<2	4	300	20
S8	1	18.5	17.04	19.1	19.04	6.04	8.64	96.79	<3	<2	4	290	18
S9	1	13	9.83	19.1	19.03	5.96	8.56	95.87	<3	<2	5	300	20
S10	1	10.8	10.20	18.9	18.88	6.06	9.04	100.99	<3	<2	3	300	17

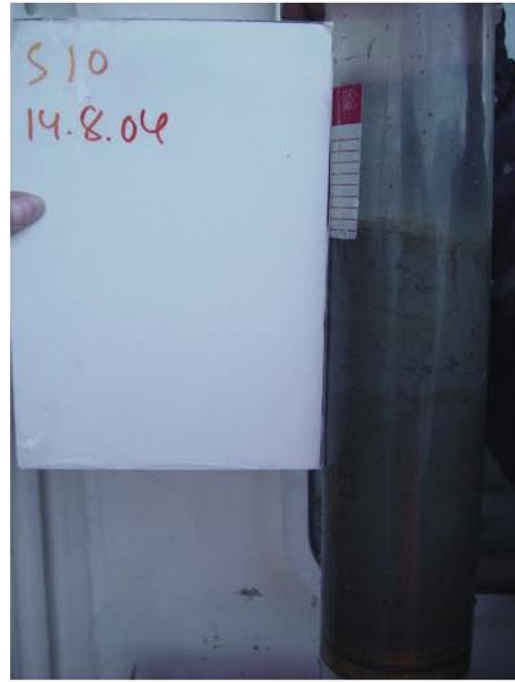
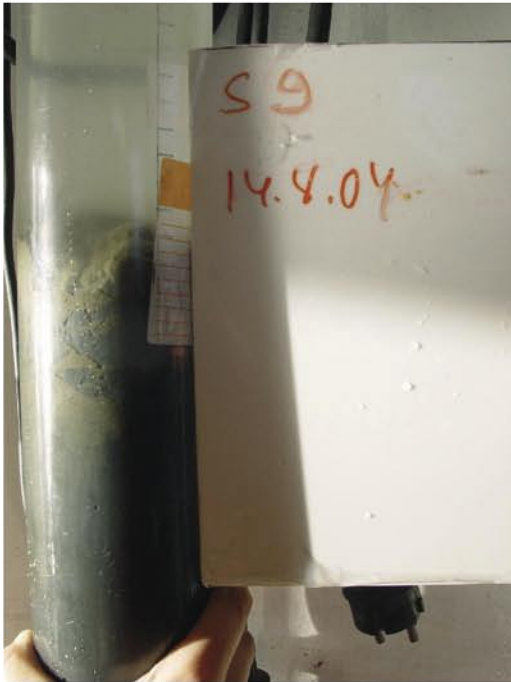
Appendix Table 4. Measurements from near-bottom water layer.

	Water CTD-deepest		LIMNOS	CTD	Near-bottom O2											
SITE	Sampling depth (m)	depth (m)			measurement (m)	temp	Temp.	SAL	F	CTD	O2	O2 sat. (%)	(mg/l)	NO23(µg/l)	NH4(µg/l)	PO4(µg/l)
S1	9.5	10.5	9.38	19.2	19.11	6.11		8.79	98.67	8.7	<3	<2	8		290	25
S2	11.5	12.5	10.47	19.2	19.06	6.11		8.72	97.81	8.7	<3	<2	9		320	21
S3	24.9	25.9	23.52	10.8	10.35	6.47		5.80	54.00	5.4	<3	3	26		270	43
S4	26.5	27.5	25.71	11.8	11.24	6.43		6.56	62.39	6.5	<3	<2	17		260	50
S5	30.9	31.9	31.19	10.5	9.69	6.49		5.07	46.51	5.3	<3	3	31		280	48
S6	22	23	20.60	13	12.60	6.38		6.43	63.02	6.4	<3	5	16		260	39
S7	14.5	15.5	12.80	19	18.85	6.17		8.67	96.82	8.7	<3	3	5		310	21
S8	17.5	18.5	17.04	18.9	18.81	6.09		8.50	94.84	8.6	<3	6	5		320	16
S9	12	13	9.83	19.2	19.03	5.96		8.52	95.39	8.5	<3	<2	7		320	25
S10	9.8	10.8	10.20	18.9	18.65	6.11		8.91	99.11	9.0	<3	<2	5		330	23

Appendix Fig. 4. Sampled sediment cores from the Archipelago of Åland (sites S1 – S10).







Interreg IIIA Skärgården – projekt

Ett gemensamt beslutstödssystem för effektiva vattenskyddsåtgärder i skärgårdarna Åboland-Åland-Stockholm - BEVIS

PROJEKTPARTNERS

Åbo Akademi

Husö biologiska station
713 Bergövägen
AX-22220 Emkarby, Åland

Husö biologiska station
Miljö- och marinbiologi
Akademigatan 1
FI-20500 Åbo, Finland
www.abo.fi/fak/mnf/biol/huso

Svealands Kustvattenvårdsförbund

Box 38145
SE-100 64 Stockholm, Sverige
www.svealandskusten.se

Stockholms Universitet

Institutionen för Systemekologi
SE-106 91 Stockholm, Sverige
www.ecology.su.se

Sydvästra Finlands miljöcentral

PB 47
FI-20801 Åbo, Finland
www.miljo.fi

Ålands landskapsregering

PB 1060
AX-22111 Mariehamn, Åland
www.regeringen.ax

BEVIS-hemsida:

www.abo.fi/fak/mnf/biol/huso/bevis



Forskningsrapporter från Husö biologiska station:

- No 104** 2002 LASTUNIEMI, M.: Användning av perifytonfällor för bedömning av fiskodlingars eutrofierande effekt samt undersökning av nya kontroll- och referenspunkter för bottenfaunaprovtagning vid miljökontrollprogrammet för fiskodling på Åland. (*The use of periphyton growth plates in estimating eutrophication effects of fish farms and survey of new control and referens sites for investigation of benthic fauna in the monitoring program for fish farms at Åland Islands, N. Baltic Sea*)
- No 105** 2002 SILLANPÄÄ, H.: Grundkartering av sex sjöar med tanke på deras användning som bevattningvattentäkter. (*A study of six lakes considering their water utilization*)
- No 106** 2002 SILLANPÄÄ, H.: Fiskens reproduktionspotential i Engrunds-fjärden, norra Åland. (*The reproduction potential of fish in Engrunds-fjärden, N. Åland*)
- No 107** 2002 KÄLL, S.: Undersökning av miljöeffekter av fiskodlingar (Andersö och Järsö) under avveckling. (*Monitoring of environmental effects of fish farms [Andersö and Järsö] under closure*)
- No 108** 2002 SUOMALAINEN, K.: Utvecklande av monitoring för trådformiga alger (*Developing monitoring of filamentous algae*)
- No 109** 2003 SUOMALAINEN, K.: Inverkan av vägbankar på vattenmiljön – uppföljande studier (*The effects of road embankments on the water environment – a follow up study*)
- No 110** 2004 VILLNÄS, A.: Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodlingar (Andersö och Järsö). (*Recovery of the aquatic environment following the termination of fish farms [Andersö and Järsö]*)
- No 111** 2004 JÄRVINEN, M. M. BORGMÄSTARS & S. WISTBACKA: Fisksamhällets sammansättning längs en skärgårdsgradient på NW Åland. (*The structure of fish communities along an archipelago gradient in NW Åland*)
- No 112** 2005 SCHEININ, M. & S. SÖDERSTRÖM: Kartering av vattenlevande makrofyter längs två inner-ytterskärgårdsgradients på nordvästra och sydöstra Åland (*A mapping of aquatic macrophytes along two inner-outer-archipelago gradients in the North-Western and South-Eastern Åland*)
- No 113** 2005 JÄRVINEN, M.: Förekomst av adult fisk i grunda havsvikar på Åland (*A survey on adult fish in shallow bays of Åland*)
- No 114** 2005 NYGÅRD, H.: Fisksamhällets tillstånd på Kökar, SE Åland. (*The state of the fish community on Kökar, SE Åland*)
- No 115** 2006 MÄENSIVU, M.: Testning av parametrar (klorofyll-a och djuputbredning av blåstång, *Fucus vesiculosus*) för beskrivning av biologiska kvalitetsfaktorer enligt EU:s ramdirektiv för vatten [*Testing the parameters (chlorophyll-a and depth distribution of bladder wrack, Fucus vesiculosus) for describing the Biological Quality Elements according to the EU Water Framework Directive*]
- No 116** 2007 AHLBECK, I.: Kartering av fiskbestånd på Föglö, SE Åland. (*Survey of fish stocks on Föglö, SE Åland*).
- No 117** 2007 NYGÅRD, H.: Bottenfaunan och hydrografen i den åländska ytterskärgården sommaren 2006. (*The benthic fauna and hydrography in the outer archipelago zone of Åland Islands in the summer of 2006*).
- No 118** 2007 KOHONEN, T. & J. MATTILA (red.): Mesoskaliga vattenkvalitetsmodeller som stöd för beslutsfattande i skärgårdsregionerna Åboland-Åland-Stockholm, BEVIS- slutrapport. (*Mesoscale water quality models as support for decision making in the archipelagos of Turku, Åland and Stockholm, BEVIS final report*). (Detta nummer, present no.)

ISSN 0787-5460
ISBN 978-952-12-1928-3

Åbo 2007
Åbo Akademis tryckeri